

# Untersuchung zur Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern bei der kommunalen Abwasserbehandlung

Von der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik  
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus–Senftenberg zur Erlangung des  
akademischen Grades eines Doktor-Ingenieurs  
genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Diplom-Ingenieur

Nicole Fichtner

aus Rochlitz / Sachsen

Gutachter: Frau Prof. Dr. rer. nat. habil. Marion Martienssen

Gutachter: Frau Prof. Dr. rer. nat. habil. Isolde Röske

Tag der mündlichen Prüfung: 08. April 2015

---

## **Danksagung**

An dieser Stelle möchte ich die Gelegenheit nutzen, all denjenigen meinen Dank auszusprechen, die mich bei der Erstellung der Dissertation unterstützt haben.

Vielen Dank an die Initiatoren Frau Prof. Dr. rer. nat. habil. I. Röske und Herrn Dr. rer. nat. W. Triller, die mir stets mit Rat und Tat zur Seite standen.

Herrn M. Bergmann sen. und Herrn U. Pötzsch möchte ich für ihr Verständnis danken und dafür, dass sie mir Bearbeitungszeit für die Erstellung der Dissertation einräumten.

Für die fachlich konstruktiven Ratschläge, die der Arbeit die endgültige Form verliehen haben, möchte ich Frau Prof. Dr. rer. nat. habil. M. Martienssen danken.

Zur Erlangung der gewonnenen Erkenntnisse gab es gute interdisziplinäre Zusammenarbeiten mit verschiedenen Universitäten. Herrn Prof. Dr. Ing. B. Platzer der TU Chemnitz danke ich für Hilfestellung zur Klärung verfahrenstechnischer Fragen zur Reaktorgestaltung und zu Strömungsverhältnissen, Herrn C. Weigelt für die praktische Unterstützung. Vielen Dank an Frau Dr. rer. nat. C. Steinbrenner, die am Institut für Mikrobiologie der TU Dresden die Untersuchungen am Biofilm vorgenommen hat. Herrn M. Noack danke ich für die Betreuung der Laborversuche an der BTU Cottbus.

Ich möchte mich insbesondere ganz herzlich bei den Mitarbeitern der Firma Bergmann clean Abwassertechnik GmbH bedanken, die mir bei Aufbau, Betrieb, Betreuung und den Laboruntersuchungen geholfen haben: Danke an Herrn H. Fläschel, Herrn M. Glöckner, Herrn O. Fischer und Frau A. Loßner.

Abschließend möchte ich meiner Familie für ihr Verständnis danken und für die Freiräume, die sie mir zur Bearbeitung schafften.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Abkürzungsverzeichnis.....</b>	<b>V</b>
<b>Nomenklatur der Versuchsreihen.....</b>	<b>XI</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>1</b>
1.1 Veranlassung und Zielstellung.....	1
1.2 Biofilme.....	2
1.2.1 Biofilmbildung.....	4
1.2.2 Stofftransport im Biofilm.....	7
1.3 Biofilmverfahren in der Abwasserreinigung.....	8
1.4 Beschreibung des WSB® - Verfahrens.....	11
1.4.1 Geschichtliche Entwicklung des WSB® - Verfahrens.....	11
1.4.2 Verfahrensbeschreibung des WSB® - Verfahrens.....	16
1.5 Einordnung des WSB® - Verfahrens in die biologische Abwasserbehandlung.....	17
1.6 Reaktorgestaltung.....	22
1.6.1 Reaktortyp.....	23
1.6.2 Durchmischung des Reaktors.....	25
1.6.3 Schichtdickenkontrolle submerser Biofilme.....	27
1.7 Abwassertechnische Kenngrößen.....	27
1.7.1 Schlammbelastung $B_{TS}$ .....	27
1.7.2 Überschussschlamm $TS_{ÜS}$ .....	29
1.7.3 Schlammalter $t_s$ und Wachstumsrate $\mu$ .....	30
1.8 Stickstoffelimination.....	31
1.9 Phosphatelimination.....	34
1.10 Einfluss toxischer Stoffe auf die biologische Abwasserreinigung.....	36
<b>2 Material und Methoden.....</b>	<b>39</b>
2.1 Versuche im Labormaßstab.....	39
2.1.1 Sauerstoff- und pH-Messung.....	39
2.1.2 Chemische Parameter.....	39
2.1.3 Trockensubstanz und organische Trockensubstanz.....	40
2.1.4 Proteinbestimmung.....	40
2.1.5 Biofilmdicke.....	41
2.2 Versuche im halbtechnischen und technischem Maßstab.....	41
2.2.1 Sauerstoff- und pH-Messung.....	41
2.2.2 Chemische Parameter.....	41

2.2.3	Methodik zur Bestimmung mikrobiologischer Parameter.....	42
2.2.3.1	Trockensubstanz und organische Trockensubstanz.....	43
2.2.3.2	Proteinbestimmung.....	43
2.2.3.3	Bestimmung der heterotrophen Aktivität als Fluoreszein- bildungsrate FDA.....	44
2.2.3.4	Bestimmung des Nitrifikationspotenzials.....	44
2.2.3.5	Bestimmung des Denitrifikationspotenzials.....	44
2.2.3.6	Bestimmung der Gesamtzellzahl GZZ.....	44
2.3	Messung von Sauerstoffprofilen im Biofilm.....	44
2.4	Auswerteverfahren zur Erstellung von Bilanzen.....	45
2.4.1	Ermittlung der Mindestanzahl n von Aufwuchskörpern pro Liter Aufwuchskörper.....	45
2.4.2	Ermittlung des Wasservolumens im Reaktor.....	47
<b>3</b>	<b>Ergebnisse.....</b>	<b>49</b>
3.1	Vergleich verwendeter Bestimmungsmethoden.....	49
3.1.1	Proteinbestimmung.....	49
3.1.2	Ermittlung der Biomasse auf den Aufwuchskörpern.....	50
3.2	Verfahrenstechnische Einflüsse auf Reaktorgestaltung und Wahl des Aufwuchskörpertyps.....	51
3.2.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung.....	51
3.2.2	Einflussfaktoren auf die Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor.....	53
3.2.3	Ermittlung des günstigsten Füllgrades der Aufwuchskörper im Reaktor.....	56
3.2.4	Einfluss von Einbauten auf die Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor.....	60
3.3	Untersuchungsprogramm.....	62
3.3.1	Anlagen im Labormaßstab.....	62
3.3.1.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung.....	62
3.3.1.2	Einfluss der Temperatur bei konstanter Oberflächenbelastung.....	65
3.3.1.3	Einfluss der Oberflächenbelastung bei konstanter Temperatur.....	68
3.3.2	Anlagen im halbtechnischen und technischen Maßstab.....	70
3.3.2.1	Anlagen im halbtechnischen Maßstab.....	70
3.3.2.1.1	Versuchsanlagen KA Rochlitz und KA Kaditz....	70

3.3.2.1.1.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung.....	70
3.3.2.1.1.2	Einfahrverhalten verschiedener Aufwuchskörper.....	74
3.3.2.1.2	Versuchsanlage Kühlzelle.....	78
3.3.2.1.2.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung.....	78
3.3.2.1.2.2	Ergebnisse.....	79
3.3.2.2	Anlagen im technischen Maßstab.....	79
3.3.2.2.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung...	79
3.3.2.2.2	Kohlenstoff- und Stickstoffumsätze.....	81
3.3.2.3	WSB® - Kleinkläranlagen.....	83
3.3.2.3.1	Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung...	83
3.3.2.3.2	Kohlenstoff- und Stickstoffumsätze.....	84
3.4	Biomasseentwicklung im Biofilm und in der wässrigen Phase.....	86
3.4.1	Entwicklung der Biomasse (oTS) auf K1 und in der Suspension bei verschiedenen Füllgraden (Laborversuche).....	88
3.4.2	Entwicklung der Biomasse (TS) und der Zelldichte auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (halbtechnischer Maßstab).....	91
3.4.3	Entwicklung der Biomasse (TS) auf K1 und in der Suspension sowie der Zelldichte in Abhängigkeit von Oberflächenbelastung und Temperatur (technischer Maßstab).....	94
3.4.4	Entwicklung der Biomasse (TS) auf K1 und K2 und in der Suspension sowie der Zelldichte in WSB® - Kleinkläranlagen.....	95
3.5	Kenngößen des WSB® - Verfahrens.....	96
3.5.1	Schlammbelastung $B_{TS}$ .....	97
3.5.2	Überschussschlamm $TS_{ÜS}$ .....	98
3.5.3	Schlammalter $t_s$ und Wachstumsrate $\mu$ .....	102
3.5.3.1	Rechnerische Bestimmung von Biofilmmalter und Wachstumsrate über die Trockensubstanz.....	103
3.5.3.2	Rechnerische Bestimmung des Zusammenhangs von Biofilmmalter und Schlammbelastung (Faktor $a^*$ ).....	105
3.6	Stofftransport am Biofilm.....	106
3.6.1	Bestimmung der Biofilm – Schichtdicken und Mikroorganismenarten..	106
3.6.2	Bestimmung von Sauerstoffprofilen beim WSB® - Verfahren.....	108
3.7	Esteraseaktivität im Biofilm.....	111
3.8	Stickstoffelimination im Biofilm.....	113
3.8.1	Ammoniumoxidation und Nitritbildungsrate.....	113

3.8.2 Stickstoffabbau und Denitrifikationspotenzial.....	117
3.8.2.1 Denitrifikationskapazität und Denitrifikationsleistung.....	118
3.8.2.2 Denitrifikationspotenzial.....	121
3.9 Phosphatelimination im Biofilm.....	123
3.10 Sauerstoffzufuhr.....	125
3.10.1 Berechneter spezifischer Sauerstoffverbrauch $OV_C$ und $OV_N$ .....	126
3.10.2 Berechnete spezifische Sauerstoffzufuhr $O_B$ .....	129
3.11 Einfluss von toxischen Stoffen auf den Biofilm.....	131
3.11.1 Einfluss von Antibiotika.....	132
3.11.2 Einfluss von Desinfektionsmitteln.....	136
<b>4 Diskussion.....</b>	<b>140</b>
4.1 Reaktordesign.....	140
4.2 Abwassertechnische Bemessung von WSB® - Anlagen.....	141
<b>5 Zusammenfassung.....</b>	<b>153</b>
<b>6 Ausblick.....</b>	<b>154</b>
<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>156</b>
<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>169</b>
<b>Tabellenverzeichnis.....</b>	<b>174</b>
<b>Anhang.....</b>	<b>176</b>
 Anhang 1 Verwendete Geräte und Chemikalien.....	 A-1
Anhang 2 Messwerte Biomasse auf den Aufwuchskörpern mittels verschiedener Biomasseablösemethoden (Ablösung mit NaOH und Ablösen durch Schütteln mit NaCl).....	A-4
Anhang 3 Ermittlung der Aufwuchskörpereigenschaften und Verdrängungsversuch...	A-11
Anhang 4 Spezifikationen der Aufwuchskörper (Herstellerangaben) der Versuche zum Reaktordesign (Versuchsreihen C).....	A-14
Anhang 5 Laborbuch der Laborversuche (Versuchsreihen CB).....	A-15
Anhang 6 Oberflächenstrukturen ausgewählter Aufwuchskörper.....	A-67
Anhang 7 Abwassercharakteristik der Anlagen im halbtechnischen Maßstab auf den Kläranlagen Kaditz (Versuchsreihen K) und Rochlitz (Versuchsreihe RL)...	A-69
Anhang 8 Abwassercharakteristik der Anlage im technischen Maßstab - Kläranlage Lunzenau (Versuchsreihen L).....	A-71
Anhang 9 Abwassercharakteristik der WSB® Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3).....	A-72

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Einheit	Bezeichnung
AAS	[-]	Atomabsorptionsspektroskopie
Abb	[-]	Abbildung
$A_{K,\text{äqu}}$	[m <sup>2</sup> ]	äquivalente projizierte Kreisfläche
$A_o$	[m <sup>2</sup> ]	Reaktoroberfläche
AOX	[-]	Adsorbierbare organische Halogenverbindungen
$A_T$	[m <sup>2</sup> ]	installierte Oberfläche des Trägermaterials im Reaktor
B	[m]; [mm]	Breite
$B_{A,BSB5}$	[g/(m <sup>2</sup> *d)]	BSB <sub>5</sub> - Flächenbelastung
$B_{A,NH4-N}$	[g/(m <sup>2</sup> *d)]	NH <sub>4</sub> -N - Flächenbelastung
BCAT	[-]	Bergmann clean Abwassertechnik GmbH
$B_{d,BSB5}$	[g/d]	tägliche BSB <sub>5</sub> - Zulaufmengen
$B_R$	[kg BSB <sub>5</sub> /(m <sup>3</sup> *d)]	Raumbelastung
BSB <sub>5</sub>	[mg O <sub>2</sub> /L]	Biochemischer Sauerstoffbedarf
$B_{TS}$	[kg BSB <sub>5</sub> /(kg TS*d)]	Schlammbelastung
BTU	[-]	Brandenburgische Technische Universität
$C_s$	[mg/L]	Sauerstoffsättigungskonzentration
CSB	[mg/L]	Chemischer Sauerstoffbedarf
$C_x$	[mg/L]	Sauerstoffkonzentration im Aerobbecken
d	[m]; [mm]	Durchmesser
DIBt	[-]	Deutsches Institut für Bautechnik
$d_{K,\text{äqu}}$	[m]	äquivalenter Kugeldurchmesser
DN	[mm]	Nenndurchmesser
E	[-]	Einwohner
EGW	[-]	Einwohnergleichwerte
EPDM	[-]	Ethylen-Propylen-Dien-Monomer
EPS	[-]	extrazelluläre polymere Substanzen
EW	[-]	Einwohnerwerte
$f_c$	[-]	Stoßfaktor für den Kohlenstoffabbau
FDA	[mmol/(L*h)]	stündliche Fluoreszeinbildungsrate

<b>Abkürzung</b>	<b>Einheit</b>	<b>Bezeichnung</b>
FISH	[-]	Fluoreszenz in situ Hybridisierung
$f_N$	[-]	Stoßfaktor für die Nitrifikation
GFK	[-]	Glasfaserverstärkter Kunststoff
GZZ	[Anzahl Zellen]	Gesamtzellzahl
h	[m]	Wassertiefe
H	[mm]	Höhe
HDPE	[-]	High Density Polyethylene
i. M.	[-]	im Mittel
IfM	[-]	Institut für Mikrobiologie
k. A.	[-]	keine Angabe
KA	[-]	Kläranlage
KKA	[-]	Kleinkläranlage
L	[m]; [mm]	Länge
LHKW	[-]	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe
n	[-]	Anzahl der Messwerte (Statistik)
n	[Stück/L]	Mindestträgeranzahl je Schüttvolumen des Trägers
n. g.	[-]	nicht gemessen
$N_{\text{anorg}}$	[mg/L]	anorganischer Stickstoff; $N_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$
$N_{\text{anorg,elim}}$	[mg/L]	Konzentration des abgebauten anorganischen Stickstoffs
$N_{\text{elim}}$	[g/d]	Stickstofffracht, eliminiert
$N_{\text{ges}}$	[mg/L]	Gesamt-Stickstoff; $N_{\text{ges}} = N_{\text{anorg}} + N_{\text{org}}$
$\text{NH}_4\text{-N}$	[mg/L]	Ammonium-Stickstoff
NK	[-]	Nachklärung
$n_{K,\text{äqu}}$	[Stück]	maximale Aufwuchskörperanzahl über der Reaktorfläche
$\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{D,ist}}$	[mg/L]	Konzentration des tatsächlich umgesetzten / denitrifizierten Nitrit- und Nitratstickstoffs



Abkürzung	Einheit	Bezeichnung
$\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{D,max}}$	[mg/L]	Konzentration des maximal denitrifizierbaren Nitrit- und Nitratstickstoffs
$\text{NO}_2\text{-N}$	[mg/L]	Nitrit - Stickstoffkonzentration
$\text{NO}_3\text{-N}$	[mg/L]	Nitrat - Stickstoffkonzentration
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{D}}$	[mg/L]	Konzentration des zu denitrifizierenden Nitratstickstoffs
$n_{\text{R}}$	[Stück]	maximale Aufwuchskörperanzahl im Reaktor
$n_{\text{Wt}}$	[Stück]	maximale Aufwuchskörperanzahl über die Wassertiefe
$\text{O}_2$	[mg/L]	Sauerstoff
$\text{O}_{\text{B}}$	[kg $\text{O}_2$ /(kg $\text{BSB}_5 \cdot \text{h}$ )]	spezifische Sauerstoffzufuhr
$\text{O}_{\text{B,max}}$	[kg $\text{O}_2$ /(kg $\text{BSB}_5 \cdot \text{h}$ )]	maximale spezifische Sauerstoffzufuhr
$\text{oTS}$	[g/L]; [mg/L]	organische Trockensubstanzkonzentration
$\text{oTS}_{\text{ges}}$	[kg TS/ $\text{m}_{\text{R}}^3$ ]	organischer Gesamttrockensubstanzgehalt (sessil und suspendiert) im Reaktor bezogen auf das Reaktorvolumen
$\text{OV}_{\text{C}}$	[kg $\text{O}_2$ /kg $\text{BSB}_5$ ]	spezifischer Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau
$\text{OV}_{\text{C+N}}$	[kg $\text{O}_2$ /kg $\text{BSB}_5$ ]	spezifischer Gesamtsauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation
$\text{OV}_{\text{C+N(D)}}$	[kg $\text{O}_2$ /kg $\text{BSB}_5$ ]	spezifischer Gesamtsauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation unter Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung (OVD)
$\text{OV}_{\text{C+N,max}}$	[kg $\text{O}_2$ /kg $\text{BSB}_5$ ]	maximaler spezifischer Gesamtsauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation
$\text{OV}_{\text{D}}$	[kg $\text{O}_2$ /kg $\text{BSB}_5$ ]	spezifischer zur Verfügung stehender Nitratsauerstoff

Abkürzung	Einheit	Bezeichnung
$OV_N$	[kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]	spezifischer Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation
$OV_{N(D)}$	[kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]	spezifischer Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation unter Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung ( $OV_D$ )
PCL	[-]	Polycaprolactones
PE	[-]	Polyethylen
PEHD	[-]	Polyethylen hoher Dichte
$P_{elim}$	[mg/L]	Konzentration an eliminiertem Phosphor
$P_{ges}$	[mg/L]	Gesamtposphatkonzentration
pH	[-]	Potentia hydrogenii (lateinisch)
PHB	[-]	Polyhydroxybutyrate, Polyhydroxybuttersäure
PHV	[-]	Polyhydroxyvaleriansäure
PP	[-]	Polypropylen
PU	[-]	Polyurethan
$Q_d$	[L/d]	täglicher Abwasserzufluss
REM	[-]	Rasterelektronenmikroskop
SDS	[-]	Natriumdodecylsulfat
T	[°C]	Temperatur
$t_A$	[h]	Aufenthaltszeit
$t_d$	[d]	Verdopplungszeit von Mikroorganismen
TOC	[mg/L]	Total Organic Carbon (englisch); Gesamtkohlenstoffkonzentration
$t_s$	[d]	Schlammalter bzw. rechnerisches Biofilmmalter
TS	[mg/L]; [g/L]	Trockensubstanzkonzentration
$TS_0$	[mg/L]	Trockensubstanzkonzentration im Zulauf
$TS_{0\text{ Rest}}$	[mg/L]	Trockensubstanzkonzentration im Zulauf zur WSB <sup>®</sup> - Stufe (nach Vorreinigung)
$TS_{BB}$	[kg/m <sup>3</sup> ]	Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken
$TS_e$	[mg/L]	Trockensubstanzkonzentration im Ablauf

Abkürzung	Einheit	Bezeichnung
$TS_{ges}$	$[kg/m^3]$	Gesamttrockensubstanzgehalt (sessil und suspendiert) im Reaktor bezogen auf das Reaktorvolumen
$TS_{NaCl}$ $TS_{sessil, NaCl}$	$[kg/m^3]$	obere mittels Natriumchlorid (NaCl) vom Aufwuchskörper abgeschüttelte Biomasse bezogen auf das Reaktorvolumen
$TS_{NaOH}$ $TS_{sessil, NaOH}$	$[kg/m^3]$	vollständig mittels Natriumhydroxid (NaOH) vom Aufwuchskörper abgelöste Biomasse bezogen auf das Reaktorvolumen
$TS_{sessil}$	$[kg/m^3]$	Sessile Trockensubstanzmasse des Trägers bezogen auf das Reaktorvolumen
$TS_{susp}$	$[kg/m^3]$	Suspendierte Trockensubstanzkonzentration im Wasservolumen des Reaktors
$TS_{susp}$	$[kg/(m^3 \cdot d)]$	Täglich anfallende suspendierte Biomasse, die den Bioreaktor verlässt
$TS_{\ddot{U}S}$	$[kg \text{ TS}/kg \text{ BSB}_5]$	Spezifische Schlammproduktion
$TS_{\ddot{U}S}$	$[kg/(m^3 \cdot d)]$	tägliche Überschussschlammproduktion bezogen auf ein $m^3$ Belebungsbecken
TUD	$[-]$	Technische Universität Dresden
$V_{BB}$	$[m^3]$	Belebungsbeckenvolumen
$V_D$	$[m^3]$	anoxisch betriebenes Belebungsbeckenvolumen
VK	$[-]$	Vorklärung
$v_{krit}$	$[m/s]$	Geschwindigkeit der Aufwuchskörper, bei der eine Ablösung des Biofilms erfolgt
VR	$[-]$	Versuchsreihe(n)
$V_R$	$[m^3]$	Reaktorvolumen
$V_T$	$[L] / [m^3]$	Schüttvolumen des Trägermaterials im Reaktor
$V_{TR}$	$[L] / [m^3]$	maximales Trägervolumen im Reaktor

Abkürzung	Einheit	Bezeichnung
$V_{VT}$	[L] / [m <sup>3</sup> ]	Verdrängungsvolumen des Trägers
$V_{VW}$	[L] / [m <sup>3</sup> ]	durch den Träger verdrängtes Wasservolumen im Reaktor
$V_W$	[m <sup>3</sup> ]	Wasservolumen im Reaktor
WSB <sup>®</sup>	[-]	Wirbel - Schwebebett - Biofilm
$\mu$	[1/d]	Wachstumsrate

#### Häufig verwendete Indizes

AL	Ablauf
BB	Belebungsbecken
L	Luft
LA	projizierte Lüfterfläche
LL	Lüfterlänge
R	Reaktor
susp	suspendiert
ZL	Zulauf

**Nomenklatur der Versuchsreihen****Versuche zum Reaktordesign**

TU Chemnitz		- Reaktorvolumen -		Reaktorgrundfläche	
		[L]		11 = ganze Grundfläche	
				12 = Grundfläche halbiert	
C	-	15	-	11	
C	-	10	-	11	
C	-	7,5	-	11	
C	-	7,5	-	12	

**Lüfteranordnung**

C-R      Rand

C-M      mittig

**Laborversuche**

BTU		- Belastungsklasse -		Versuchsreihen	
Cottbus		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]		VR1 bis VR14	
CB	-	0,5	-		
CB	-	1,0	-		
CB	-	2,0	-		
CB	-	3,0	-		
CB	-	4,0	-		
CB	-	5,0	-		

**Einfahrversuche im halbtechnischen Maßstab**

Standort	-	Belastungsklasse	-	Reaktoren	-	Abwassertemperatur
K = Kaditz		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]		R1 bis R4		[°C]
RL = Rochlitz				bzw.		
SE = Kühlzelle				Aufwuchskörpertyp		
K	-	1	-		-	
K	-	2	-		-	
RL	-	3	-		-	
SE	-	4	-	K1	-	

**Versuche im technischen Maßstab (KA Lunzenau)**

Standort	-	Belastungsklasse	-	Abwassertemperatur
L = Lunzenau		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]		[°C]
L	-	0,7	-	
L	-	1,4	-	
L	-	4,3	-	

**Kleinkläranlagen**

Standort	-	Versuchsreihe	-	Aufwuchskörpertyp	-	Abwassertemperatur
F1 = Fischer		VR1 bis VR3		K1 oder K2		[°C]
S2 = Schröder						
S3 = Schumann						
F1	-		-		-	
S2	-		-		-	
S3	-		-		-	

---

**Thesen**

1. In der kommunalen Abwasserbehandlung werden Verfahren mit suspendierter Biomasse, Verfahren mit sessiler Biomasse sowie Kombinationsverfahren mit suspendierter und sessiler Biomasse eingesetzt.

Während für Anlagen nach dem Belebungsverfahren, Tropfkörper, Tauchkörper, Anlagen mit getauchtem Festbett und Biofilteranlagen Bemessungsgrundlagen bekannt sind, existieren in den einschlägigen DIN – Vorschriften und DWA – Arbeitsblättern derzeit nur unzureichende wissenschaftlich begründete Aussagen zur Bemessung kommunaler Kläranlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern.

Im Rahmen dieser Arbeit soll ein Beitrag zur Ermittlung relevanter Zustandsgrößen für die Bemessung des Biofilmverfahrens mit frei beweglichen Aufwuchskörpern im Mischreaktor geleistet werden.

2. Das Wirbel – Schwebebett – Biofilm Verfahren (WSB<sup>®</sup>) arbeitet ohne Schlammrückführung in die biologische Stufe. Es wird gegenwärtig für die Reinigung kommunaler Abwässer in vollbiologischen Kleinkläranlagen und in Anlagen bis 500 EW sowie als Einzelstufen für die Ertüchtigung bestehender Anlagen bis 5.000 EW eingesetzt.

Die Dichte der bewachsenen Aufwuchskörper von  $< 1 \text{ kg/dm}^3$  bewirkt, dass die Aufwuchskörper in der Belüftungsphase schon bei geringem Energieeintrag schnell und vollständig durchmischt werden (Wirbelbett). In der Belüftungspause bildet sich unterhalb des Wasserspiegels ein schwebender Block (Schwebebett).

3. Im praktischen Betrieb von Kleinkläranlagen konnten gegenüber Belebungsanlagen Verfahrensvorteile festgestellt werden:

- Nitrifikation bei abnehmenden Temperaturen bis ca.  $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$
- simultane Denitrifikation (ca. 30 – 50 %)
- geringer Sekundärschlammanfall / geringe Schlammproduktion
- weitgehende Eliminierung von Krankheitserregern
- Adaption der Mikroorganismen an toxische Stoffe
- keine Verfahrensprobleme bei Anlagen mit Unterlast
- bessere Sauerstoffausnutzung im schwebenden Bett

4. Das Verhältnis der Geometrie der gewählten Aufwuchskörper zur Reaktorgeometrie sowie der Füllgrad haben wesentlichen Einfluss auf eine schnelle und vollständige Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktorraum, dessen vollständige Ausnutzung sowie auf die Bildung möglicher Totzonen infolge Einbauten im Reaktor.

5. Die Kohlenstoffumsätze beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren erfolgen temperaturunabhängig und werden nur durch die Oberflächenbelastung beeinflusst.
6. Die Nitrifikationsleistung ist abhängig von der organischen Belastung und der Abwassertemperatur. Ideal für die Nitrifikation sind Oberflächenbelastungen zwischen 1,0 und 2,0 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d). Unabhängig von der Temperatur (5 – 30 °C) werden Ammoniumumsätze zwischen 95 und 99 % erreicht. Bei Oberflächenbelastungen von  $B_{A,BSB_5} < 1,0 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  bewirken Temperaturen unter 10 °C eine größere Schwankungsbreite der Ammoniumoxidaionsleistung zwischen 89 und 98 %. Oberflächenbelastungen zwischen 3 und 5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) verringern die Ammoniumumsätze auf 80 bis 85 %.
7. Die Biofilmbildung wird bei strukturierten Oberflächen des gewählten Aufwuchskörpers, geringeren Füllgraden und durch schonende Durchmischung begünstigt.
8. Die Biomasseentwicklung auf den Aufwuchskörpern ist hauptsächlich von der Abwassertemperatur und der Oberflächenbelastung abhängig. Mit steigender Oberflächenbelastung und konstanter Temperatur nimmt die Biomasse auf den Aufwuchskörpern zu. Konstante Oberflächenbelastung und Temperaturerhöhung führen dagegen zur Verringerung der sessilen Biomasse im System.
9. Beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren beträgt die aktive Biomassekonzentration am Aufwuchskörper nach Ablösen auch bei stark unterlastigen Anlagen (Oberflächenbelastung < 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)) ca. 3 kg TS<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub>. Dass heißt, trotz geringer Nährstoffzufuhr ist genügend Biomasse im System, um entsprechende Umsatzleistungen zu erbringen. Anlagen, welche mit ca. 2 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) belastet werden, erreichen Biomassekonzentrationen um 6 kg TS<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub>. Der suspendierte Anteil im Reaktor ist unabhängig von der Oberflächenbelastung mit 0,2 bis 0,3 kg TS<sub>susp</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub> konstant niedrig.
10. Bei niedrigen Temperaturen oder hohen BSB<sub>5</sub> – Flächenbelastungen setzen sich 90 bis 96 % der Gesamtmikroorganismen an den Aufwuchskörpern fest. Temperaturbereiche über 15 / 20 °C oder bei geringen Flächenbelastungen beträgt der Anteil sessiler Biomasse bis zu 80 %.
11. Die Gesamtbiomasse im Reaktor besteht aus sessiler Biomasse auf den Aufwuchskörpern und suspendierter Biomasse in der wässrigen Phase. Beträgt der



Füllgrad der Aufwuchskörper im Reaktor zwischen 30 und 50 %, so ist der Biomasseanteil an den Aufwuchskörpern stets höher als der der suspendierten Phase. Beim Reaktor mit nur 20 % Füllgrad überwiegt jedoch bei hohen Temperaturen und niedrigen Flächenbelastungen der suspendierte Anteil an Biomasse in der wässrigen Phase. Somit arbeitet der Reaktor mit 20 % Füllgrad fakultativ als Kombireaktor.

12. Im Vergleich zum Belebungsverfahren sind die WSB<sup>®</sup> - Anlagen mit einer Schlammbelastung von 0,01 bis 0,26 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) generell als schwachbelastet bzw. unterlastig einzustufen.
13. Im Vergleich zu suspendiert lebenden Mikroorganismen haben sessile Bakterien eine verminderte Teilungsrate und einen erhöhten dissimilatorischen Stoffwechsel. Dies ist gleichbedeutend mit höherer Aktivität bei geringerer Schlammproduktion. Die Überschussschlammproduktion wird ebenfalls durch die Ausbildung interner Fressketten (z. B. Protozoen) vermindert.
14. Der Überschussschlammfall wird maßgeblich durch den eingetragenen Feststoff bestimmt. Im WSB<sup>®</sup> - Reaktor laufen parallel biologische Prozesse am Biofilm und in der wässrigen Phase ab. Je nach Wachstumsbedingungen (Substrat und Temperatur) beeinflusst das Biomassewachstum die Überschussschlammproduktion. Der mittlere spezifische Überschussschlammfall (inklusive Feststoffanteil am Anlagenablauf) beträgt 0,60 – 0,97 kg TS<sub>ÜS</sub>/kg BSB<sub>5</sub>.
15. Das Biofilmmalter ist höher als das Schlammalter der suspendierten Biomasse im Reaktor. Im Biofilm nimmt das Biofilmmalter mit zunehmender Schichttiefe von außen nach innen zu. An der Biofilmoberfläche ist die Erneuerung auf Grund der unmittelbaren Scherkräfte am größten.
16. Anders als bei Belebungsanlagen ist das berechnete Biofilmmalter bei niedrigen Temperaturen besonders hoch (ca. 23 Tage).

Bei zunehmender Temperatur ( $B_A$  = konstant) nimmt die Wachstumsrate bei ca. 15 °C sprunghaft zu und bleibt dann trotz steigender Temperatur konstant. Das Biofilmmalter nimmt im Gegenzug bei 15 °C schlagartig ab (ca. 8 d) und erhöht sich langsam mit steigender Temperatur auf 12 Tage bei 30 °C.

Steigende Oberflächenbelastungen ( $T$  = konstant) bewirken eine Erhöhung des Biofilmmalters von 10 Tagen ( $B_A = 1 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ) auf 35 Tage ( $B_A = 5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ) sowie ein Absinken der Wachstumsrate von 0,1 auf 0,03 d<sup>-1</sup>.

Lasterhöhung bei niedriger Abwassertemperatur bringt kaum Biomassewachstum hervor. Das Biofilmalter bleibt gleich.

Auch bei weiterer Last- und Temperaturerhöhung bleibt die Wachstumsrate niedrig (i. M.  $0,044 \text{ d}^{-1}$ ) und das Schlammalter (i. M. 23 d) annähernd konstant.

17. Der Biofilm schützt die Mikroorganismen. Aufgrund der Immobilisierung können die Mikroorganismen Phasen längeren Substratmangels überleben. Die Wachstumsrate stellt im etablierten Biofilm im Gegensatz zum Belebungsverfahren keinen Selektionsfaktor dar. Für langsam wachsende Mikroorganismen, wie beispielsweise Nitrifikanten mit geringer Neubildungsrate, ist der Temperatureinfluss im Biofilm von vergleichsweise untergeordneter Bedeutung.
18. Durch die Geometrie des Aufwuchskörpers (offene Außenfläche und geschützte Innenfläche) und die eingetragene Energie bilden sich Biofilme unterschiedlicher Schichtdicken und Struktur aus. Der Abtrag des Biofilms erfolgt vorrangig an oberen Schichten des Biofilmes und an den Außenflächen. Im Biofilm bilden sich Kanäle und Poren aus, in denen über Diffusion und Konvektion der Austausch von Nährstoffen erfolgt.
19. Die physikalischen Eigenschaften der Aufwuchskörper (Material, Dichte, Geometrie, Größe), die gewählte Oberflächenbelastung sowie die Verfahrensparameter führen zu Biofilmschichtdicken von nahezu 0 bis ca.  $1.100 \text{ } \mu\text{m}$  mit abnehmenden Sauerstoffgradienten in Richtung Substratbasis.
20. Etwa. 50 % des Biofilms lassen sich mechanisch (durch Schütteln) nicht ablösen. Eine vollständige Entfernung ist chemisch mit Natronlauge möglich. Der Biofilm wird durch hydraulische Scherkräfte hinsichtlich seiner Schichtdicken begrenzt. Bei höherer Belastung und Temperatur nimmt die Zelldichte im Biofilm zu.
21. Die Mikroorganismen im Biofilm zeichnen sich durch eine hohe Aktivität aus. Um dies zu bestätigen wurde die Esteraseaktivität verschiedener Anlagen gemessen. So konnte festgestellt werden, dass die Esteraseaktivität eingefahrener Biofilmanlagen unabhängig von Temperatur und Oberflächenbelastung konstant um  $0,2 \text{ mmol FDA/(g TS}_{\text{NaOH}} \cdot \text{h)}$  ist. Im Vergleich hierzu ermittelten Frølund et. al. (1995) Aktivitäten im belebten Schlamm von  $0,07 \text{ mmol/g TS}$ .

- 
22. Die Denitrifikationskapazität ist im Biofilm mit  $0,30 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$  etwa doppelt so hoch als die der Belebtschlammflocke mit maximal  $0,14 \text{ kg NO}_3\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$ .
23. Es konnte festgestellt werden, dass geringe Konzentrationen von  $10 \text{ mg/L}$  des Antibiotikums Amoxicillin vom Biofilm nach wenigen Tagen abgepuffert werden und keine längerfristigen Leistungseinbrüche zu verzeichnen sind. Dosierungen größer  $50 \text{ mg/L}$  Amoxicillin bewirken vermehrtes Absterben von Biomasse, die Überschussschlammkonzentration steigt. Dennoch erfolgt weiterhin Biomassewachstum an den Aufwuchskörpern. Die Aktivität der heterotrophen Mikroorganismen sowie der Nitrifikanten sind beeinträchtigt. Je nach Höhe der Schadstoffdosierung wird die Umsatzleistung verringert, kommt aber nicht zum Erliegen.
24. Bei Einsatz des Desinfektionsmittels Natriumhypochlorid wurde bis zu einer Zulaufkonzentration von  $200 \text{ mg NaClO/L}$  nach kurzer Adaptionszeit der Mikroorganismen die Reinigungsleistung erreicht, welche sie ohne Schadstoffdosierung hatten. Erst Konzentrationen  $> 500 \text{ mg NaClO/L}$  führen zum Absterben der Biomasse am Biofilm und zur Einschränkung des TOC – Abbaus sowie zum Einbruch der Nitrifikation.

---

## **1 Einleitung**

### **1.1 Veranlassung und Zielstellung**

In der kommunalen Abwasserreinigung werden neben den Verfahren mit suspendierter Biomasse auch Verfahren mit sessiler Biomasse oder Kombinationsverfahren mit suspendierter und sessiler Biomasse angewandt.

Die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in nationales Recht erfolgte für Kleinkläranlagen in Form der DIN EN 12566-3 (2009) sowie der Allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung für Kleinkläranlagen (DIBt 2013). Damit besteht die Möglichkeit, Anforderungen an die Ablaufwerte von Kleinkläranlagen zu stellen, die über die Werte nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV 2004) hinausgehen.

Während für Anlagen nach dem Belebungsverfahren, Tropfkörper, Tauchkörper, Anlagen mit getauchtem Festbett und Biofilteranlagen Bemessungsgrundlagen bekannt und Stand der Technik sind, existieren in einschlägigen DIN – Vorschriften und DWA – Arbeitsblättern derzeit nur wenige Aussagen zu Bemessungsgrundlagen für Anlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern.

Schwerpunkte der Arbeit sind Untersuchungen zum Einsatz von Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern mit einer Dichte  $< 1\text{kg/dm}^3$  für Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen. Für die Behandlung kommunaler Abwässer in Kleinkläranlagen wurde erstmals 2001 eine Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung für das Wirbel – Schwebebett – Biofilmverfahren (WSB® - Verfahren) durch das Deutsche Institut für Bautechnik erteilt. In der Zulassung Z-55.6-64 (2001) wurde die Einhaltung der Ammoniumablaufkonzentration von 10 mg/L ohne Temperatureinschränkung bestätigt.

Der Bioreaktor mit Aufwuchskörpern ist ein sehr komplexes System. Ziel ist, die Bedingungen für den Stofftransport und Wachstumsbedingungen für die Mikroorganismen, die zur Reinigung des Abwassers verantwortlich sind, optimal zu gestalten.

Es werden verfahrenstechnische Aspekte untersucht, die wesentlichen Einfluss auf die Betriebssicherheit beschreiben. Dazu zählen der Füllgrad der Aufwuchskörper im Bioreaktor und der Einfluss ihrer Geometrie auf die Durchmischbarkeit.

Weiterhin stehen der Einfluss von Temperatur und Oberflächenbelastung auf die Biomassebildung auf den Aufwuchskörpern und in der suspendierten Phase sowie auf die

Abbauleistungen von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor im Fokus. In Verbindung damit werden verschiedene am Markt befindliche Aufwuchskörper verglichen.

Die Kenntnis der sessilen und suspendierten Biomasse im Reaktor erlaubt die Beurteilung abwassertechnischer Bemessungsgrößen für das WSB® - Verfahren im Vergleich zum Belebungsverfahren. Dazu gehören insbesondere die Schlammbelastung, der spezifische Überschussschlammanfall, Betrachtungen zum Biofilmmalter / Schlammalter und Wachstumsraten. Die Feststellung der Leistungsfähigkeit und Grenzen der simultanen Nitrifikation, Denitrifikation und Phosphatelimination gestatten eine qualifizierte Ermittlung des spezifischen Sauerstoffverbrauches und der spezifischen Sauerstoffzufuhr.

Anders als bei der Belebtschlammflocke hängen Stofftransport und Aktivitäten sessiler Mikroorganismen von der Schichtdicke des Biofilms, der Biofilmformen und sich ausbildender Konzentrationsgradienten ab. Es werden Biofilmschichtdicken ermittelt und Sauerstoffprofile erstellt. Weiterhin sind die Bestimmung der Esteraseaktivität, des Nitrifikations- und Denitrifikationspotenzials im Biofilm Gegenstand der Untersuchungen.

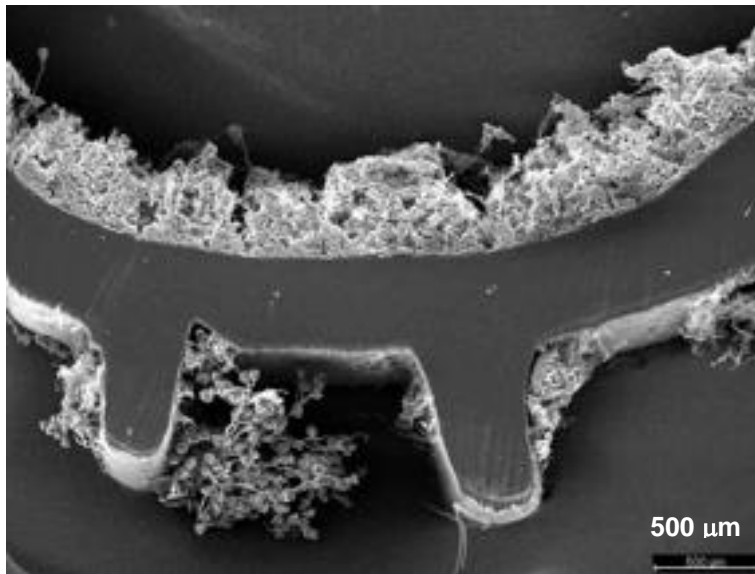
Die Mikroorganismen im Biofilm sind durch die EPS geschützt. Störende äußere Einflüsse werden bis zu einem gewissen Grad abgepuffert. Am Beispiel von definierten Schadstoffmengen eines Antibiotikums und eines Desinfektionsmittels wird der Grad der toxischen Beeinträchtigung des Biofilms geprüft.

## **1.2 Biofilme**

Biofilme entstehen, wenn Mikroorganismen sich an Grenzflächen anlagern und dort wachsen (Costerton, Lewandowski 1995). Die Zellen sind in einer organischen Hüllsubstanz (Matrix) mikrobiellen Ursprungs eingebettet (Characklis, Marshall 1990). Im weiteren Sinne können auch mikrobielle Aggregate (z. B. Belebtschlammflocken) und mikrobielle Populationen innerhalb der Porenräume poröser Medien als Biofilme betrachtet werden (Martienssen 2001).

Biofilme entstehen auf allen von Wasser benetzten Oberflächen. Wie aus Abbildung 1.1 ersichtlich ist, erfolgt das Zellwachstum nicht in gleichmäßigen Schichten. Finger- und pilzförmige Vorsprünge der Bakterienkolonien und Vertiefungen wechseln sich ab (Röske, Uhlmann; 2005).

**Abb. 1.1: Biofilm an einem Aufwuchskörper**  
(REM: TUD, IfM; C. Steinbrenner, E. Bäucker)



Jeder sich ausbildende Biofilm ist einzigartig, jedoch sind einige Attribute generell vorhanden (Tolker-Nielsen et al. 2000). Biofilme bestehen im Wesentlichen aus folgenden Komponenten (Röske, Uhlmann 2005):

- Extrazelluläre polymere Substanzen (EPS),
- Bakterienzellen,
- Wasser,
- Proteine, Lipide, Huminstoffe, Nukleinsäuren,
- eingefangene und eingeschlossene Partikel, Fällungsprodukte,
- sorbierte organische Verbindungen bzw. Nährstoffe (polare und unpolare),
- sorbierte Ionen.

Die Bildung von EPS hat für Mikroorganismen entscheidende Vorteile (Percifal, Walker, Hunter 2000): Die EPS verleihen dem Biofilm inneren Halt und ist in der Lage, organische und anorganische Nährstoffe zu adsorbieren. Durch die EPS werden Diffusionswege verlängert, wodurch die Mikroorganismen gegen Schadstoffe besser geschützt sind. Sie bieten auch Schutz vor plötzlichen Änderungen der Umgebungsparameter wie z. B. pH – Wert, Hemmstoffe, Salzgehalt und Austrocknung (Flemming, Geesey 1991, Edgehill 1996). Die organische Matrix ermöglicht eine enge räumliche Zuordnung von Organismen sowie die Kommunikation zwischen Bakterienzellen, die in ihrem Stoffwechsel aufeinander angewiesen sind. Auch der Austausch genetischer Informationen wird durch die EPS begünstigt (Palenik 1989, Lisle, Rose 1995). Durch die Heterogenität entstehen Habitate für sehr verschiedene Arten, die ohne den Schutz des Biofilms am jeweiligen Standort keine Lebenschance hätten (ATV 1997).

Das Verhältnis von EPS zu Mikroorganismen im Biofilm ist von den Wachstumsbedingungen abhängig (Trüelstrup 1983): Bei niedriger Wachstumsrate der Organismen überwiegt der Anteil an EPS. Dagegen ist bei hohen Wachstumsraten die Masse der Organismen größer als die Masse der EPS. Bei Substratlimitierung produzieren die Bakterien verstärkt EPS (Staudt et al. 2004).

Biofilme haben gegenüber suspensierter Biomasse Vorteile durch das Vorhandensein der EPS – Matrix, geringere Wachstumsraten sowie die Regulation spezifischer Gene (Donlan 2002). Die EPS verleiht dem Biofilm – Gel die Eigenschaften eines Molekularsiebes, einer Diffusionsbarriere und eines Sorbens (Sutherland 1984, Costerton et al. 1985). Wenn Zellen sich anlagern, treten sie in Interaktion mit dem Substratum. Die EPS – Matrix ist nicht generell einheitlich, sondern unterliegt strukturellen und zeitlichen Veränderungen. Verschiedene Organismen produzieren verschiedene EPS, die mit dem Biofilmalter wächst (Sutherland 2001). Es können sich in einer EPS separate Mikrokolonien bilden, die durch Zwischenräume voneinander getrennt sind (Lewandowski 2000). Durch dynamische physikochemische Faktoren, die von außen auf die Zellen einwirken und durch komplexe Bahnen gesteuert werden, erfolgt die Regulierung einiger Gene nach oben, anderer nach unten (Prigent-Combaret et al. 1999). Biofilme bieten eine ideale Nische für den Austausch extrachromosomaler DNA. Als mögliche Ursachen werden minimale Scherkräfte und enger Zellkontakt im Biofilm angesehen (Ehlers et al. 1999, Roberts et al. 1999, Hausner et al. 1999). Zell – zu – Zellsignale, auch bezeichnet als „Quorum – Sensing“, spielen eine Rolle in der Zellanlagerung bzw. Zellablösung aus dem Biofilm (Donlan 2002). Die Signalmoleküle lösen unter anderem die Bildung extrazellulärer Produkte aus (Swift et al. 1996). Autoinduktor – Moleküle, welche in hohen Konzentrationen nur im Biofilm erreicht werden, bieten einen ökologischen Vorteil bei schwankenden Substratkonzentrationen (Batchelor et al. 1997).

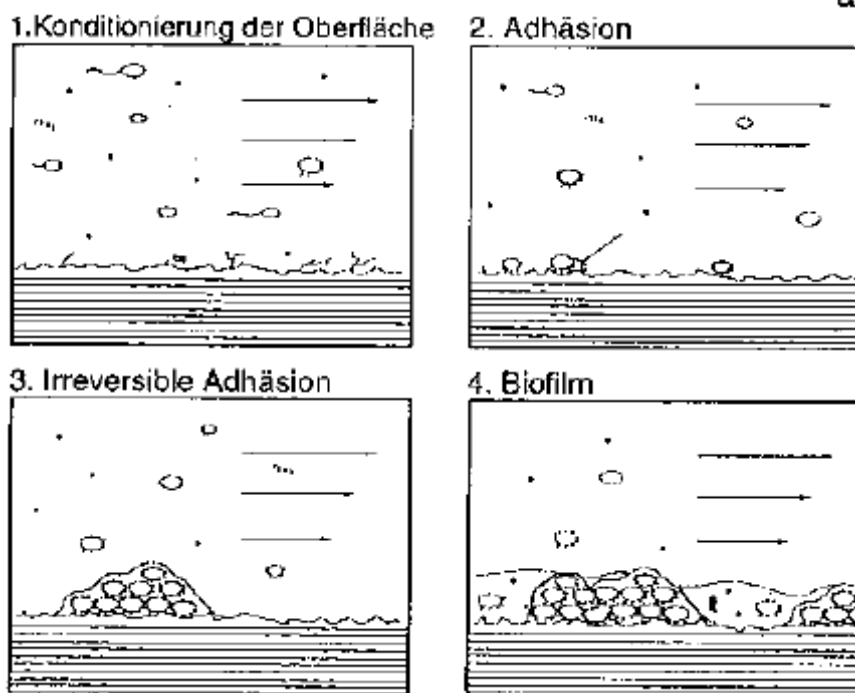
### **1.2.1 Biofilmbildung**

Biofilme bilden sich bevorzugt an rauen Oberflächen (Charaklis et al. 1990), die ihnen Schutz vor möglichem Scherstress bieten (Howell et al. 2006). Whitehead et al. (2005) beschreiben, dass die Anlagerung von Zellen durch Oberflächen begünstigt wird, deren Rauheit sich in der Größenordnung der Zelldurchmesser bewegt. Physikochemisch wirken sich hydrophobe nichtpolare Oberflächen (z. B. Teflon, Kunststoffe) gegenüber hydrophilem Material (z. B. Glas, Metall) positiv auf die Biofilmbildung aus (Fletcher et al. 1979, Pringle et al. 1983, Bending et al. 1993). Auf den Aufwuchskörpern findet die Biofilmbildung einerseits an der

Aufwuchskörperoberfläche und andererseits in den eingeschlossenen Zwischenräumen der Aufwuchskörper statt (Chu et al. 2011b).

Die zeitliche Abfolge der Biofilmbildung an einer Oberfläche kann in vier Phasen unterteilt werden (siehe Abbildung 1.2) (Flemming, Geesey 1991): Der Konditionierung der Oberfläche, der reversiblen Adhäsion, der irreversiblen Adhäsion und dem Biofilmwachstum. In der Konditionierungs- bzw. Vorbereitungsphase adsorbieren Wasserinhaltsstoffe (u.a. mikrobielle Stoffwechselprodukte wie Polysaccharide, Proteine oder auch Huminstoffe) innerhalb von Sekunden. Dieser Vorgang ist irreversibel. Oftmals entsteht an der Oberfläche eine leicht negative Gesamtladung. Es schließt sich die Phase der reversiblen Adhäsion an. Durch elektrostatische bzw. van der Waalsche Wechselwirkungen werden Mikroorganismen an der Oberfläche festgehalten. Durch Eigenbewegung oder durch Brownsche Molekularbewegung können die Bakterien wieder abgelöst werden. In der darauf folgenden irreversiblen Phase erfolgt die Anhaftung von Mikroorganismen und gelösten organischen Material durch chemische Bindung, hydrophobe Wechselwirkung und Dipol – Wechselwirkung. In der vierten Phase vermehren sich die anhaftenden Mikroorganismen und es lagern sich weitere Zellen an. Von den Organismen werden große Mengen an Schleim (EPS) ausgeschieden.

**Abb. 1.2: Aufeinanderfolgende Phasen bei der Besiedlung einer Oberfläche durch Bakterien (Flemming, Geesey 1991)**



Das Anhaften von Zellen auf einer Oberfläche ist ebenfalls abhängig von der Fließgeschwindigkeit der Flüssigkeit. Studien von Rijnaarts et al. (1993) und Zheng et al.



(1994) belegen, dass bei geringen Fließgeschwindigkeiten die Zellen eine ziemlich große hydrodynamische Grenzschicht durchqueren müssen. Die Anheftung hängt von der Zellgröße und deren Beweglichkeit ab. Bei steigender Fließgeschwindigkeit verringert sich die Grenzschicht und die Zellen werden größerer Turbulenz und Durchmischung ausgesetzt.

Die Wuchsformen von Biofilmen hängen von den äußeren hydraulischen Einflüssen ab und können sehr unterschiedlich sein. So bilden sich pilzförmige, geschichtete, bäumchenförmige und pelzartige Formen aus. (Schulz gen. Menningmann 1996).

Die zeitliche Entwicklung eines Biofilms kann durch die jeweilige Biofilmaktivität charakterisiert werden. Nach Uhlmann (1988) wird die zeitliche Entwicklung von Biofilmen in drei grundlegende Phasen eingeteilt:

- (1) So wird in der ersten Entwicklungsphase Substrat hauptsächlich zum Aufbau der Biomasse verwendet. Zu dem Zeitpunkt entspricht die Schichtdicke noch nicht dem möglichen Höchstwert der aktiven Schicht.
- (2) Die zweite Entwicklungsphase ist dadurch gekennzeichnet, dass ein Fließgleichgewicht in der Abbauleistung besteht, d. h. der gesamte Biofilm besteht nur aus aktivem Material. Die maximale Schichtdicke ist noch nicht erreicht.
- (3) In der dritten Entwicklungsphase besteht ein Fließgleichgewicht der Abbauleistung und der Biomasse. Der Biofilm besteht aus einer aktiven und einer darunter liegenden inaktiven Schicht. Überschüssige Biomasse wird abgeschert.

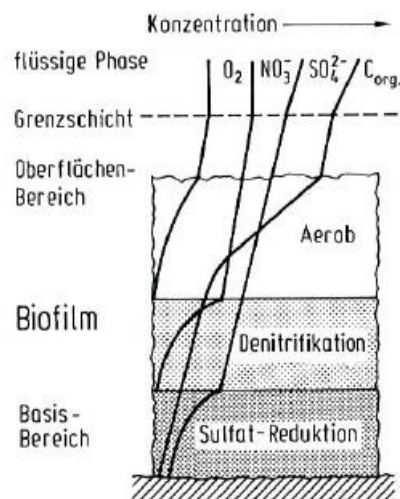
Turakhia (1986) fand heraus, dass Calcium die Biofilmbildung begünstigt und für den Zusammenhalt des Biofilmes wichtig ist. Unterstützt wird die These durch Versuche von Fletcher (1988 a, 1988 b), die nachwiesen, dass verschiedene Kationen, wie z. B. Natrium, Calcium, Lanthan und Eisen, die Biofilmbildung auf Glas begünstigen. Imprägnierungen von PUR – Aufwuchskörpern mit Aktivkohle verbesserten die Adsorptionsvorgänge, das Wasserbindungsvermögen, den Stofftransport (Pascik et al., 2008). Gegenüber nicht modifizierter PUR – Schäume fand eine schnellere Besiedlung der Oberfläche mit Mikroorganismen statt.

Bakterien in Biofilmen können suspendierten Protozoen unterliegen (Murga et al. 2001, Mc Laughlin-Borlace et al. 1997). James et al. (1995) demonstrierten die Entstehung von Konkurrenzverhalten im Biofilm.

### 1.2.2 Stofftransport im Biofilm

Generell sind Biofilmsysteme in ihrer Reinigungsleistung durch diffuse Stofftransportvorgänge limitiert (Wilderer 2003). Der Stofftransport im Biofilm findet in der obersten Schicht durch Konvektion, in den unteren Schichten durch Diffusion statt (de Beer, Stoodley, Roe, Lewandowski 1994). So herrschen an der Oberfläche eines Biofilms aerobe Verhältnisse, in tieferen Schichten besteht Sauerstoffmangel. Abbildung 1.3 zeigt ein vereinfachtes Modell des schematischen Aufbaus von Biofilmen (Characklis, Marshall 1990), welches die nachfolgenden untersuchten Prozesse hinreichend genau beschreibt. Durch die Aktivität immobilisierter Zellen entstehen teilweise sehr steile Konzentrationsgradienten, sodass molekularer Sauerstoff schnell nachfließen und gelöste Substrate wirkungsvoll genutzt werden (Shich et al. 1986, Röske, Uhlmann 2005).

**Abb.1.3: Schematische Darstellung des Aufbaus von Biofilmen (Characklis, Marshall 1990)**



Die Grenzen der Leistungsfähigkeit von Biofilmen werden in hohem Maße durch physikalische Größen wie Grenzflächenenergie und Konzentrationsgradienten bestimmt (Röske et al. 1994). Da vor allem die Diffusionsgeschwindigkeit vom Konzentrationsgradienten abhängig ist, beeinflussen auch die chemischen und biologischen Umwandlungsprozesse die Transportvorgänge. Der kombinierte Effekt aus Massenfluss und Umwandlung bestimmt die Veränderung der Konzentration in Abhängigkeit von der Zeit und dem Fließweg (Cunningham 1989). Um die in der Biomasse enthaltenen metabolischen Leistungspotenziale voll ausschöpfen zu können, sollten die Biofilme möglichst dünn gehalten werden (Wilderer 2003). Mit Zunahme der Biofilmdicke ist der Stoffaustausch der Mikroorganismen mit dem Abwasser infolge der Diffusion durch die Gelmatrix behindert (Flemming 1991). So werden nur extrem dünne Biofilme bis zum Grund mit Sauerstoff und Nährstoffen voll versorgt. In den unteren Schichten herrschen bei dickeren Biofilmen anoxische oder anaerobe Bedingungen (siehe Abb. 1.3). Angaben von Fruhen-Hornig (1997) unterstreichen das. Ihrer Aussage nach setzt die Sauerstofflimitierung bei einem

heterotrophen Biofilm bei Schichtdicken von ca. 1.000  $\mu\text{m}$  und bei nitrifizierenden Biofilmen von ca. 50 bis 100  $\mu\text{m}$  ein. In Biofilmsystemen mit turbulenter Wasserphase kann der Diffusionskoeffizient der Wirbelfunktion um Zehner – Potenzen größer sein als der molekulare Diffusionskoeffizient und somit die Abbauleistung wesentlich steigern (Siegrist 1985).

Hille et al. (2009) erstellten Sauerstoffprofile von Biofilmen unterschiedlicher Struktur bei Fließgeschwindigkeiten von 5 und 15 cm/s. Unabhängig von der Fließgeschwindigkeit im Reaktor erfolgt bei dichten und kompakten Biofilmen der Sauerstoffeintrag bis zu einer Tiefe von 100  $\mu\text{m}$ . Biofilme mit geringerer Biofilmdichte und loserer Struktur erreichen Sauerstoffenträge bis zu einer Tiefe von 250  $\mu\text{m}$ . Bei sehr lockeren Biofilmstrukturen ist die Sauerstoffeintragstiefe abhängig von der Fließgeschwindigkeit. Während bei 5 cm/s die Sauerstoffeintragstiefe ca. 300  $\mu\text{m}$  betrug, erfolgte bei 15 cm/s der Sauerstoffeintrag bis zu einer Biofilmtiefe von 500  $\mu\text{m}$ .

Nach Wilderer (2003) spielt die Form des Biofilms beim Nährstofftransportpotenzial eine entscheidende Rolle: Planare Biofilme sind eher diffusionslimitiert als Flocken, da diese von allen Seiten mit Substrat und Sauerstoff versorgt werden. Planare Biofilme werden nur von einer Seite mit Nährstoffen versorgt.

Weitere Vorteile ergeben sich durch Ausbildung örtlicher Konzentrationsgradienten und damit Transportbeziehungen im Biofilm selbst. Es bilden sich Mikrokonsortien von Organismengruppen, die hinsichtlich ihrer Nährstoffanforderungen aufeinander angewiesen sind. Das ist beispielsweise bei der Nitrifikation und Denitrifikation der Fall: Es müssen sich örtliche Konzentrationsgradienten ausbilden, damit Ammonium zu den Ammoniumoxidierern (AOB) und Nitrit zu den Nitritoxidierern (NOB) gelangen können. So müssen sich für jeden einzelnen Schritt der Stickstoffumsetzung bis hin zum gasförmigen Stickstoff immer wieder entsprechende Konzentrationsgradienten ausbilden (Wilderer 2003).

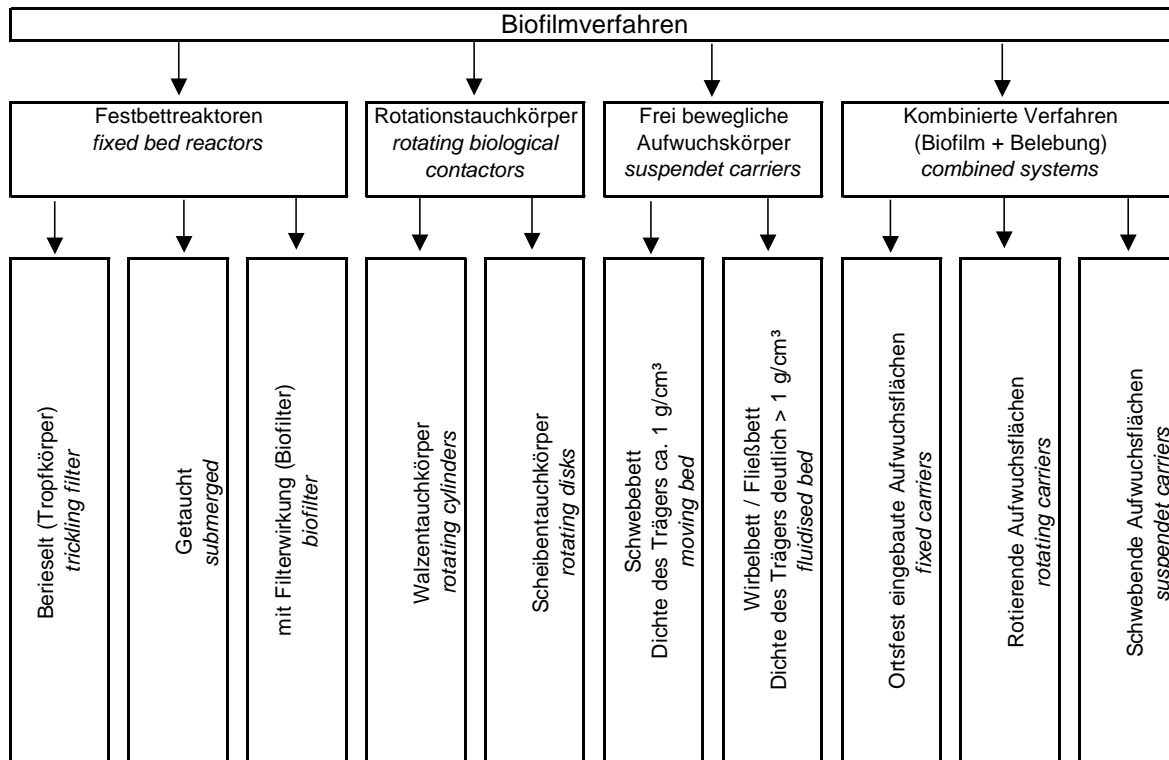
### **1.3 Biofilmverfahren in der Abwasserreinigung**

Biofilmverfahren werden in der Abwasserbehandlung hauptsächlich im industriellen aber auch im kommunalen Bereich angewandt. Als Biofilmverfahren werden Verfahren mit Aufwuchskörpern definiert, auf dem ein Biofilm angesiedelt ist und deren Betrieb kontinuierlich oder quasi – kontinuierlich erfolgt (ATV-DVWK-AG IG-5.6 2004). Abbildung 1.4 zeigt die im ersten Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.6 „Biofilmverfahren“ erfolgte Einteilung der Biofilmverfahren. Sie umfasst vier Hauptgruppen: Festbettreaktoren, Rotationstauchkörper, frei bewegliche Aufwuchskörper und kombinierte Verfahren.

Loupasaki et al. (2013) sehen die Vorteile von Biofilmverfahren in der relativ kurzen Reaktionszeit, in der hohen Reinigungsleistung, wenig Bedarf an Chemikalien, in der

konstanten Reinigungsleistung unabhängig von hydraulischen oder organischen Schockbelastungen und im geringen Flächenbedarf.

**Abb.1.4: Einteilung der Biofilmverfahren (ATV-DVWK-AG IG-5.6 2004)**



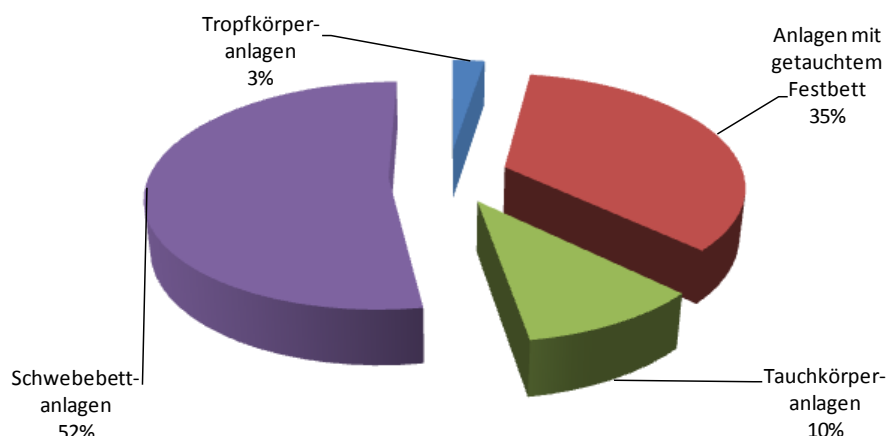
Das MBBR™ – Verfahren aus Norwegen wurde entwickelt, um erhöhten Anforderungen an die Stickstoffreduzierung gerecht zu werden und wird vorrangig zur Industrieabwasseraufbereitung, wie zum Beispiel Lebensmittelindustrie, Zellstoff- und Papierindustrie, und zur Erhöhung der Reinigungsleistung großer kommunaler Kläranlagen eingesetzt. Primäre Vorteile des Verfahrens gegenüber dem Belebungsverfahren sind die kompaktere Bauweise sowie der Verzicht auf die Schlammrückführung. Gegenüber anderen Biofilmverfahren liegt der Vorteil in der Flexibilität des Verfahrens (Ødegaard 2006). Rusten et al. (2006) sehen die Vorteile gegenüber Tropfkörpern in der effizienteren Ausnutzung des Reaktorvolumens, gegenüber Scheibentauchkörpern die Vermeidung von mechanischen Verschleißteilen (Wellenantrieb), gegenüber getauchtem Festbett in der gleichmäßigen Besiedelung der Aufwuchskörper und gegenüber Biofiltern die kontinuierliche Betriebsweise, da keine Rückspülphasen erforderlich sind. Insgesamt gesehen, liegen die Vorteile frei beweglicher Aufwuchskörper in der Ausnutzung des gesamten Reaktorvolumens unter Vermeidung von Totzonen. Auch nach 15 Jahren im Betrieb der kommunalen Kläranlage in Norwegen konnten an den Kaldnes Aufwuchskörpern keine Abnutzungserscheinungen oder Beschädigungen festgestellt werden (Rusten et al. 2006). Heutzutage findet das MBBR™ – Verfahren auch Anwendung im Rahmen der Trinkwassergewinnung bei der Aufbereitung von

Oberflächenwässern in China, deren Ammoniumgehalt 2 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$  und mehr beträgt (Chu et al. 2010). Rittman et al. (1989) fanden heraus, dass prinzipiell eine biologische Vorreinigung die Bildung von Desinfektionsnebenprodukten minimiert. Mit Biofilmverfahren werden die Reinigungsziele der biologischen Vorreinigung erreicht (van den Akker et al. 2011, Yu et al. 2007, Chu et al. 2011a).

Bei der Abwasserreinigung mit freibeweglichen Aufwuchskörpern finden zwei Verfahrensprinzipien Anwendung. Als reines Biofilmverfahren werden Biofilmreaktoren bezeichnet, die ohne Rückführung von Belebtschlamm in den Bioreaktor betrieben werden. Der Anteil an sessiler Biomasse ist deutlich höher als der suspendierte Anteil. Die zweite Variante ist das Kombiverfahren. Belebtschlamm wird aus der Nachklärung in den Bioreaktor zurückgeführt. Der Kombireaktor, auch als „hybrid MBBR – Reaktor“ bekannt, zeichnet sich nach Falletti, Conte (2007) dadurch aus, dass die Biofilmkonzentration immer niedriger als die Belebtschlammkonzentration ist.

Auch in Kleinkläranlagen finden derartige Verfahren Anwendung. Abb. 1.5 stellt die Anzahl der Zulassungen von Kleinkläranlagen mit Biofilmverfahren (DIBt 2013) dar. Insgesamt existieren derzeit 78 Zulassungen für Kleinkläranlagen mit Biofilmverfahren. Bodenkörperfilteranlagen, bepflanzte Bodenfilter und sonstige Filteranlagen wurden in der Grafik nicht berücksichtigt.

**Abb.1.5: Zulassungen von Kleinkläranlagen mit Biofilmverfahren (DIBt 2013)**



Die Vorteile (ATV 1997) von Biofilmanlagen, insbesondere beim Einsatz für Kleinkläranlagen bzw. kleinen Kläranlagen, die häufigen Lastschwankungen und hydraulisch stark schwankenden Zuflussbedingungen im Tages- und Wochenverlauf bis hin zu stark differierenden saisonal bedingten Zuflussänderungen unterliegen, sind insbesondere der einfache Betrieb und hohe Betriebsstabilität. Da eine Schlammrückführung nicht erforderlich ist, sind Bioreaktor und Nachklärung entkoppelt und können somit getrennt optimiert werden.

An den Aufwuchskörpern siedeln sich auch Bakterien mit langen Generationszeiten an, sodass auch schwer abbaubare Verbindungen eliminiert werden. Für die Wahl geeigneter Aufwuchskörper gilt grundsätzlich, dass mit abnehmender Biofilmdicke höhere spezifische Oberflächen der Füllmaterialien möglich sind, während dicke Biofilme nur geringere spezifische Oberflächen zulassen (ATV 1997).

Zum Erreichen höchstmöglicher Umsatzraten am Biofilm sind laut Bidinger et al. (2011) folgende Anforderungen an das Trägermaterial zu stellen:

- Zur Etablierung und Vermehrung der Mikroorganismen muss eine ausreichend geschützte Oberfläche vorhanden sein.
- Es ist ein maximaler Stoffaustausch zwischen den Mikroorganismen und dem Abwasser zu realisieren.

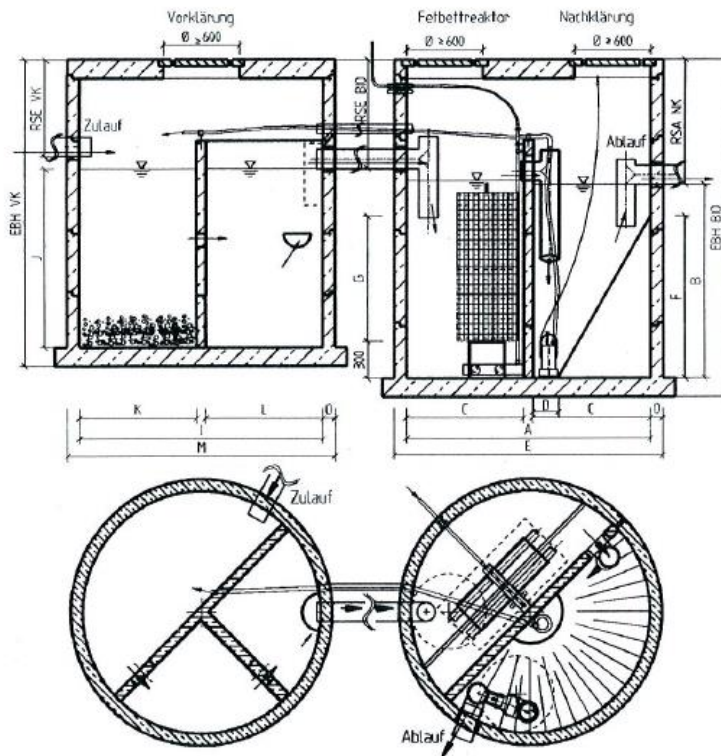
Um den Anforderungen gerecht zu werden, ergeben sich eine Vielzahl von Entwicklungsmöglichkeiten und Variationen für die Aufwuchskörper. Beispielsweise entwickelte Pedersen (2004) einen runden Aufwuchskörper, Durchmesser zwischen 2 und 50 mm mit einer spezifischen Oberfläche zwischen  $120.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$  und  $150.000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . Zur Effizienzsteigerung werden Aufwuchskörper hergestellt, welche mit katalytisch aktiven Substanzen modifiziert sind (Hermsdorfer Institut für technische Keramik e.V. 2003). Zur Minimierung der Kosten findet vulkanisierter Kautschuk Verwendung, welcher aus Gummigranulat von Fahrzeugaltreifen gewonnen wird. Die gewünschte Dichte wird durch die Beimengung eines Zuschlagsstoffes (Ruß) eingestellt (Schade 2003).

## **1.4 Beschreibung des WSB® -Verfahrens**

### **1.4.1 Geschichtliche Entwicklung des WSB® - Verfahrens**

Das Wirbel – Schwebebett – Biofilmverfahren (WSB® -Verfahren) wurde 1995 ursprünglich für den Einsatz in Kleinkläranlagen entwickelt. Neben den verfahrenstechnischen Vorteilen des Festbettreaktors wurde in der Praxis nach Optimierungsmöglichkeiten im Montageaufwand, in der Wartung und Instandhaltung gesucht: Gegenüber dem bis dahin häufig eingesetztem ständig getauchten Festbett (Beispiel siehe Abb. 1.6) haben frei bewegliche Aufwuchskörper verschiedene Vorteile. Das ist unter anderem eine höhere Oberfläche. Sie benötigen einen geringeren energetischen Aufwand, um ein Verstopfen zu verhindern.

**Abb.1.6: Prinzipieller Aufbau einer Kleinkläranlage mit getauchtem Festbett (MBUT 1997)**



Frühere Untersuchungen zeigten, dass sich die Eigenmasse (nass) des Festbettes durch ungenügende Spülwirkung mehr als versechsfachen kann (Fichtner 1997). Für Wartung und Betrieb der Anlagen ist der Reinigungsaufwand hoch (siehe Abb. 1.7).

**Abb. 1.7: Reinigung einer Festbetтанlage**



1995 wurden durch Prof. Bulle und Dr. Triller (ehemals Firma PPH) Aufwuchskörper gesucht, welche die Vorteile des Festbettes besitzen, gleichzeitig aber die Nachteile eliminieren. So kamen lediglich frei bewegliche Aufwuchskörper infrage. Zur verfahrenstechnischen

Gestaltung der Kleinkläranlage sowie zur Effizienz wurden Aufwuchskörper unterschiedlicher Materialien und Geometrie auf Eignung geprüft. Nach Durchführung von Vorversuchen kristallisierten sich als am besten geeignete Aufwuchskörper der damaligen Firma PURAC heutiges Fabrikat AnoxKaldnes Typen K1 und K2 heraus. Die Firma PURAC sowie das Stammhaus Firma AnoxKaldnes in Norwegen setzten den Aufwuchskörper vorrangig zur Reinigung von Abwässern aus Papierfabriken erfolgreich ein.

Schwebebetten mit dem Aufwuchskörper Typ K1 sowie andere Aufwuchskörper wurden von Prof. Ødegaard und der norwegischen Firma KALDNES MILØTEKNOLOGI aus Tønsberg (NO) gemeinsam entwickelt und 1991 weltweit patentiert (Ødegaard 1991). Das Verfahren wurde unter der kommerziellen Bezeichnung MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren bekannt. Das MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren wird durch weltweite Kooperationspartner der heutigen Firma AnoxKaldnes vorrangig für Großkläranlagen im industriellen Bereich aber auch für kommunale Großkläranlagen eingesetzt, wie zum Beispiel 1994 in Lillehammer (Norwegen) für 70.000 EW (AnoxKaldnes 2008). Gemeinsamkeiten des MBBR<sup>TM</sup> – Verfahrens der Fa. AnoxKaldnes und des WSB<sup>®</sup> - Verfahrens sind die Nutzung der gleichen Aufwuchskörper (vorrangig K1, K2, K3), der Ausnutzung des gesamten Reaktorvolumens als Mischreaktor und des Verzichtes auf Schlammrezirkulation in den Bioreaktor. Unterschiede beider Verfahren liegen in der Art der Belüftung, des Füllgrades und der Oberflächenbelastung der Aufwuchskörper. Während beim MBBR<sup>TM</sup> - Verfahren grobblasig (Schmid-Schmieder 2002) und dauerhaft (www.anoxkaldnes.com 2010) belüftet wird, erfolgt bei den Kläranlagen der Firma Bergmann clean Abwassertechnik GmbH eine feinblasige und intermittierende Druckbelüftung. Die Eigenschaften des Aufwuchskörpers bewirken, dass bei Energieeintrag (Belüftung und Rühren) eine vollständige Durchmischung des fest – flüssig – gasförmigen Systems erfolgt („Wirbelbett“; siehe Abb. 1.8) Während der belüftungsfreien Zeit schwebt das Aufwuchskörpermaterial mit dem aktiven Biofilm unter der Wasseroberfläche („Schwebebett“, siehe Abb. 1.9).



**Abb. 1.8: Wirbelbett einer WSB® - Kleinkläranlage****Abb. 1.9: Schwebebett einer WSB® - Kleinkläranlage**

Die Reaktorfüllgrade betragen beim MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren zwischen 30 %, Standard 67 % bis maximal 70 % (Ødegaard 1996, Ødegaard 2006), beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren 45 % bis maximal 55 %. Aufgrund der unterschiedlichen Einsatzfälle beider Verfahren gibt es verschiedene Ansätze für die Oberflächenbelastung der Aufwuchskörper im Betrieb der Kläranlagen. Für das MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren werden als moderate Oberflächenbelastungen zwischen 10 bis 15 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d) und für Hochlastreaktoren bis 30 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d) angesetzt. Je nach Oberflächenbelastung und Abwasserbelastung genügen für den Kohlenstoffabbau kurze Aufenthaltszeiten von 15 bis 90 min (Ødegaard 2006). Für das WSB<sup>®</sup> - Verfahren werden vergleichsweise niedrige Oberflächenbelastungen von bis zu ca. 6 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d) gewählt. Ødegaard et al. (2000) stellten jedoch fest, dass in hochbelasteten Reaktoren Biomasse abgeschert wird, die schlechte Absetzeigenschaften aufweist, sodass statt einer klassischen Sedimentation Flotations- oder Filtrationsverfahren bzw. der Einsatz von Flockungsmitteln zur Abscheidung der Biomasse eingesetzt werden.

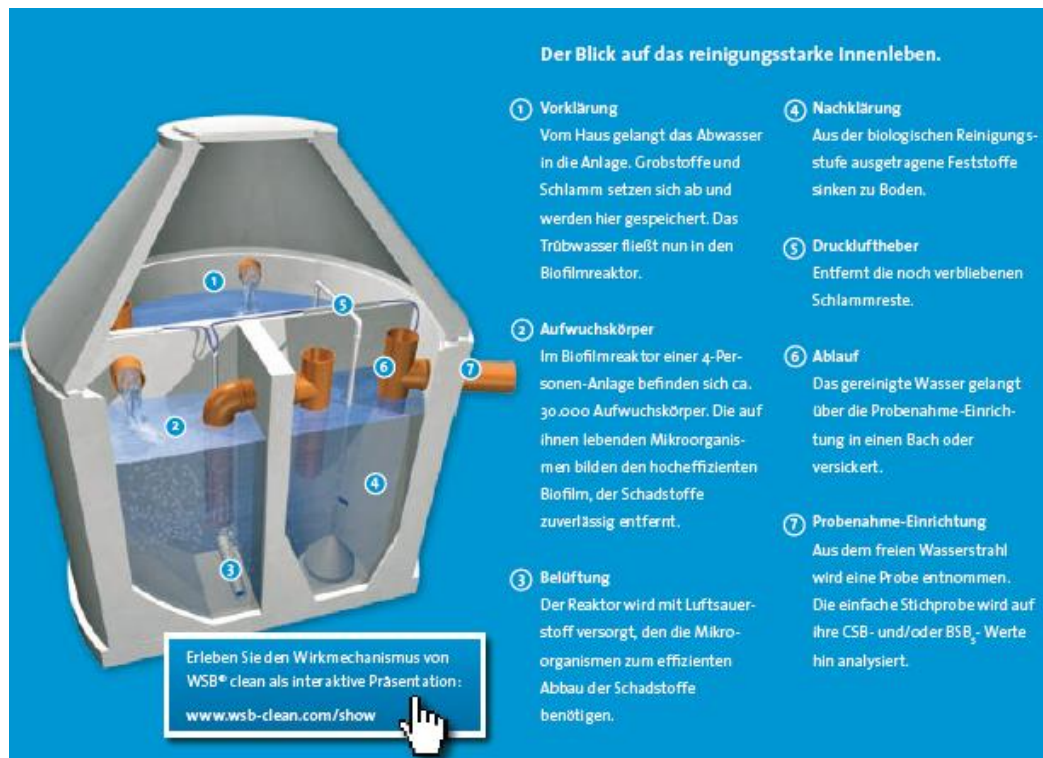
Die Anwendung des Biofilmaufwuchskörpers vom Typ K1 in Kleinkläranlagen erfolgte erstmals 1997 in drei Versuchsanlagen:

- 4 EW in einem Behälter
- 4 EW in zwei Behältern
- 50 EW in zwei Behältern

Zusammenfassend konnte festgestellt werden, dass die Versuchsanlagen die geforderten Ablaufwerte von  $BSB_5 \leq 40 \text{ mg/L}$  und  $CSB \leq 150 \text{ mg/L}$  ganzjährig stabil einhielten. Der Biofilm auf dem Aufwuchskörper wies eine konstant geringe Schichtdicke im  $\mu\text{m}$  Bereich bis maximal 1 mm auf. Die Belüftung genügte zur Erzeugung ausreichender Spülwirkung, sodass der Aufwuchskörper nicht verstopfte und keine Verzopfungen auftraten. Der abgescherte Biofilm wurde als Sekundärschlamm in der nachfolgenden Sedimentationsstufe abgesetzt. Die positiven Ergebnisse, der einfache Aufbau und die geringen Wartungs- und Betriebsaufwendungen bewirkten eine Produktentwicklung in Form einer Baureihe für Kleinkläranlagen. So erfolgte die Erstzulassung des Verfahrens durch das Deutsche Institut für Bautechnik im Jahr 2001 (DIBt 2001). Aufgrund der großen Oberfläche war es möglich die Abwässer bis zu einer Anlagengröße von 30 EW in einem Behälter DN 2500 zu reinigen. Abbildung 1.10 zeigt den prinzipiellen Aufbau einer WSB® - Kleinkläranlage.

Nach Angaben der Firma Bergmann clean Abwassertechnik GmbH wurden von 1997 bis 2013 ca. 35.000 WSB® - Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen in 19 Ländern errichtet.

**Abb. 1.10: Prinzipieller Aufbau einer WSB® - Kleinkläranlage (BCAT 2007)**



### 1.4.2 Verfahrensbeschreibung des WSB® - Verfahrens

Das Wirbel – Schwebebett – Biofilm Verfahren (WSB® - Verfahren) ist ein kontinuierliches Verfahren zur biologischen Reinigung von Abwässern. Es handelt sich hierbei um ein Biofilmverfahren ohne Belebtschlammrückführung in den Bioreaktor. Es wird vorrangig für die Reinigung kommunaler Abwässer für vollbiologische Kleinkläranlagen, Anlagen bis 500 EW und als Einzelstufen für die Ertüchtigung bestehender Anlagen bis 5.000 EW eingesetzt. Für das WSB® - Verfahren werden hauptsächlich zwei Typen Aufwuchskörper, Fabrikat: AnoxKaldnes – Typ K1 und K2, eingesetzt. Die Materialeigenschaften sind identisch. Sie unterscheiden sich in Größe und Form und somit in ihrer spezifischen Oberfläche. Das Verfahren zeichnet sich dadurch aus, dass ein Aufwuchskörper mit einer Dichte von 0,96 kg/dm<sup>3</sup> eingesetzt wird. Das Aufwuchskörpervolumen beträgt, bezogen auf das Reaktorvolumen, maximal 55 %. Bei intermittierender Belüftung wird das Aufwuchskörpermaterial während der Belüftungsphase quasihomogen im Flüssigkeitsvolumen verteilt (Wirbelbett), während der Belüftungspause bildet es eine schwebende Schicht unter der Wasseroberfläche (Schwebebett). WSB® - Anlagen werden mit einer Oberflächenbelastung  $\leq 3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  betrieben.

Durch die Eigenschaften des Aufwuchskörpermaterials (Dichte und Geometrie) und die während der Untersuchungen gewählten Oberflächenbelastungen sowie die Verfahrensführung werden am Aufwuchskörper unterschiedliche Biofilmschichtdicken (nahe Null bis ca. 1.000 µm) erreicht und konstant gehalten. Es bilden sich im Biofilm unterschiedliche Sauerstoffgradienten heraus. Im praktischen Betrieb der Anlagen konnten folgende Verfahrensvorteile festgestellt werden:

- Nitrifikation auch bei Temperaturen von ca. 4 °C,
- simultane Denitrifikation (ca. 30 – 50 %),
- geringer Sekundärschlammanfall / geringe Schlammproduktion,
- Eliminierung von Krankheitserregern,
- Adaption der Mikroorganismen an toxische Stoffe,
- keine Verfahrensprobleme bei stark unterlastigen Anlagen,
- Im schwebenden Bett werden die Luftblasen am ausgasen gehindert und lagern sich an den Aufwuchskörpern an, sodass der Sauerstoff den Mikroorganismen länger zur Verfügung steht.

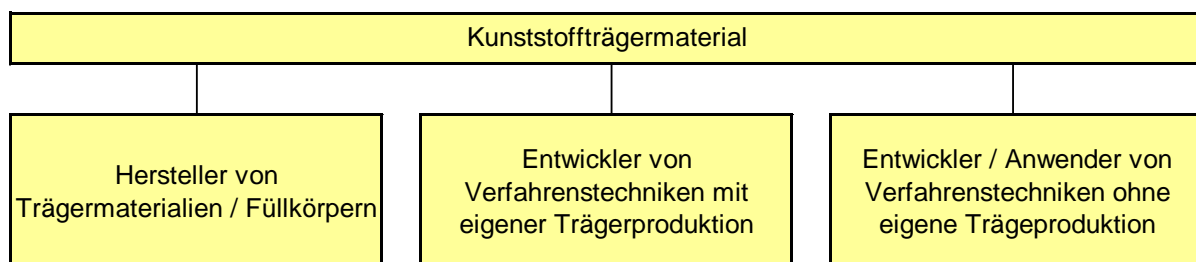
Je nach gewünschter Reinigungsleistung werden die Bioreaktoren aerob oder anoxisch betrieben. Der Gehalt an gelöstem Sauerstoff aerober WSB® – Stufen beträgt je nach Reinigungsziel zwischen 2 und 4 mg O<sub>2</sub>/L für Kohlenstoffelimination und 3 bis 6 mg O<sub>2</sub>/L für Nitrifikation. Anoxische Reaktoren für Denitrifikation werden ebenfalls intermittierend

betrieben. In anoxischen Becken wird zur schonenden Durchmischung ein eigens dafür entwickeltes und europaweit patentiertes Rührwerk eddy® eingesetzt.

### 1.5 Einordnung des WSB® - Verfahrens in die biologische Abwasserbehandlung

Für die Aufbereitung von Wässern jeglicher Herkunft werden Aufwuchskörpermaterialien unterschiedlichen Materials, Form und Aufbereitungsart genutzt. Je nach Einsatzart kommen beispielsweise für Tropfkörper Lavaschlacke und Kunststofffüllkörper zum Einsatz. Verschiedene Kunststofffüllkörper werden in Form von strukturierten Packungen für Anlagen mit getauchten Festbett oder als Schüttgut für Kolonnen zur physikalischen und chemischen Aufbereitung von Trink- und Abwässern eingesetzt. Eine Vielzahl verschiedener Aufwuchskörpermaterialien wurden untersucht, unter anderem Glas (Zhifei et al. 2006, Horan et al. 2007), Torf (Couillard 1994, Lens et al. 1994, Zhifei et al. 2006), gemahlene Mineralien (Lee et al. 2002), Blähton (He et al. 2007), Polystyrenfolien (Clifford et al. 2010), Polyurethanschäumwürfel (Kargi et al. 1997, Wang et al. 2000). Zur Kosteneinsparung kamen industrielle Nebenprodukte, wie z. B. Schlacken oder Abfälle (Altreifen, zerbrochenes Glas) als Aufwuchskörper zum Einsatz (Loupasaki et al. 2013). Biofilmprozesse wurden für die Aufbereitung verschiedener Abwasserarten getestet wie Industrieabwasser (Tziotzios et al. 2005, Najafpour et al. 2005, Perez et al. 2001), Landwirtschaftsabwässer (Cheng et al. 2002, Vartak et al. 1997) und kommunales Abwasser. Derzeit werden am häufigsten Kunststoffmaterialien als Aufwuchskörpermaterialien verwandt. Firmen, die sich mit Aufwuchskörpermaterialien aus Kunststoff beschäftigen können wie folgt eingeteilt werden (siehe Abb. 1.11):

**Abb. 1.11: Übersicht Firmeneinteilung – Kunststoff - Aufwuchskörpermaterialien**



Hersteller von Aufwuchskörpermaterialien, wie z.B. GEA 2H Water Technologies GmbH, NSW, RVTPE, VFF, Raschig GmbH, WaLuTech, 3F GmbH & Co.KG, agieren weltweit und arbeiten eng mit den Anwendern in der Industrie zusammen. Je nach Einsatzfall werden Kunststoffelemente entwickelt und teilweise als Gebrauchsmuster oder Patent geschützt bzw. angemeldet, zum Beispiel für

## (1) Kommunale / industrielle Abwasserbehandlung:

- Festbetten und Schwebebetten für aerobe biologische Abwasserbehandlung (Kohlenstoffelimination, Nitrifikation),
- Tropfkörper – Schüttungen,
- Rotationstauchkörper,
- Wirbelbetten,

## (2) Chemische Industrie und Petrochemische Industrie

- Schüttung für Kolonnen (z.B. Gaswäscher),

## (3) Stoffaustauschverfahren,

## (4) Abluftreinigung,

## (5) Abgasreinigungen nach Verbrennungsanlagen,

## (6) thermische Stofftrennprozesse (z. B. Absorption, Desorption).

Entwickler von Verfahrenstechniken mit Aufwuchskörpermaterialien produzieren ihren eigenen Aufwuchskörper, der meist in Zusammenarbeit mit Universitäten entwickelt und patentrechtlich geschützt wird. Hauptaufgabengebiete sind Großprojekte für Industrie und Kommunen. Tabelle 1.1 zeigt eine Auswahl solcher Hersteller (Stand 09/2010).

**Tabelle 1.1: Entwickler von Verfahrenstechniken mit eigener Aufwuchskörperproduktion**

Firma; Land	Verfahren	Bezeichnung	Einsatzgebiete	Trägertyp
AnoxKaldnes; Schweden, Norwegen, USA, Spanien, Australien, Russland, China	- Wirbelbett- verfahren - Schwebebett- verfahren - Kombinations- verfahren	MBBR™ HYBAS™	- Abwasser aus Papierindustrie - industrielle Abwasserreinigung - kommunale Abwasserbehandlun g - Nitrifikation - Stickstoff- elimination - Phosphatelimination	K - Serie, Natrix - Serie; (PEHD)
Aqwise; Israel Tochterunter- nehmen in Mexiko für Lateinamerika	- Schwebebett- verfahren - Kombinations- verfahren	AGAR® - Verfahren DANA - Verfahren	- Kohlenstoff- elimination (Hochlaststufen) - Stickstoff- elimination - Nitrifikation bei niedrigen Temperaturen - Phosphat- elimination - kommunale Abwasserreinigung - industrielle Abwasserreinigung (z.B. Fischzucht, Nahrungsmittelind., Zellstoff- und Papierindustrie, Chemieanlagen, Öl, Gas) - Biogasproduktion	ABC4 (HDPE)

Biowater Technology; Norwegen	Kombinations- verfahren	CFAS <sup>®</sup> - Verfahren	- Kombiverfahren für - Belebungs- verfahren - SBR - Verfahren - Membrane Bio- Reaktor	BWT - Serie
Createch Aqua mit Schwestergesellschaft Interacqua; Dänemark; Partner in Europa (Griechenland, Frankreich, Rumänien, UK, Italien) Partner im mittleren Osten (Vereinigte Emirate, Iran) weitere Partner in USA, Kanada, Australien, Neuseeland	- Wirbelbett- verfahren - Schwebebett- verfahren - Kombinations- verfahren	CLSBR <sup>TM</sup>	- aerobe, anoxische Prozesse - Filteranlagen - Fischteich- abwässer / Kreislaufwasser- systeme - Fischzuchtanlagen - Aufbereitung von gering, mittel, hoch belasteten Abwässern - kommunale Abwässer für ca. 1000 - 5000 EW (und größer) - Kontainer- kläranlagen von 50 - 400 m³/d	Curler Advance, Cylinder - Serie; (PP; PE; PE angereichert mit Talk)
EMW; Deutschland	Schwebebett	PORET <sup>®</sup> -aqua	- kommunale Abwasser- behandlung - industrielle Abwasserreinigung - Elimination fetthaltiger / lipophiler Stoffe - Behandlung mineralöhlhaltiger Abwässer - Nitrifikation - Stickstoff- elimination	T - Serie (PU - Weich- schaumstoffe)
Mutag AG; Deutschland	Wirbelbett	BioChip <sup>®</sup>	- CSB - Hochlaststufen - Abwasser aus Papierindustrie - industrielle Abwasserreinigung - Kokereiabwasser - Abwasser aus Fischzuchtanlagen - kommunale Abwasser- behandlung - Nitrifikation	BioChip <sup>®</sup> (PE + Zusatzstoffe)
Pfleiderer water systems GmbH; Deutschland	Schwebebett	Newpond	- kommunale Abwasser- behandlung - Kohlenstoff- elimination - Nitrifikation	Newpond (PEHD)

WABAG; Deutschland, Österreich, Indien, Schweiz, Tschechische Republik, Algerien, Tunesien, Rumänien	- Wirbelbett- verfahren - Kombinations- verfahren	Fluopur® - Verfahren	- kommunale Abwasser- behandlung (Großkläranlagen) - industrielle Abwasserreinigung - Aufbereitung von Deponie - Sickerwasser - Kohlenstoff- elimination - Nitrifikation - Stickstoff- elimination - Phosphat- limination	PE/PP - Vlies
--	--	----------------------	--	---------------

Die meisten der eingesetzten Aufwuchskörpermaterialien besitzen laut Hersteller eine biologisch aktive Oberfläche zwischen 100 und 800 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Ausnahmen hierbei bilden mit bis zu 3.000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> das PE/PP- Vlies der Fa. WABAG, der BioChip® von MUTAG sowie die PU – Schaumstoffwürfel von EMW. Der Einsatz von Kunststoffen bietet die Möglichkeit, die Dichte der Aufwuchskörper individuell einzustellen. Meist beträgt sie 0,95 kg/dm<sup>3</sup>. In Abhängigkeit von der Einsatzart wird sie zwischen 0,5 und 1,5 kg/dm<sup>3</sup> gewählt. Nach Auskunft einiger Hersteller werden die Anlagen mit Füllgraden zwischen 12 und 60 % und mit Oberflächenbelastungen zwischen 6 und 35 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) gefahren.

Entsprechend Abb. 1.4 ist das Wirbel – Schwebebett – Biofilmverfahren (WSB® -Verfahren) den Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zu zuordnen. Aufgrund der Dichte des eingesetzten Aufwuchskörpermaterials gehört es den Schwebebett – Verfahren an. Hauptsächlich wird es für aerobe Stufen zur Kohlenstoffelimination und zur Nitrifikation sowie im anoxischen Milieu für die Denitrifikation eingesetzt.

2001 war das patentierte (Triller et al. 2012) WSB® - Verfahren das einzige für Kleinkläranlagen durch das Deutsche Institut für Bautechnik zugelassene Wirbel- / Schwebebettverfahren.

Im Praxisvergleich durch Straub (2007) wurde nachgewiesen, dass Wirbel- / Schwebebettanlagen auch mit nur einmaliger Wartung, im Sommer- / Winterbetrieb sowie im Unterlastbereich auch bei nachfolgendem Anstieg der Belastung konstant gute Ablaufwerte erreichten.

Es gibt viele Anbieter, die die Vorteile der Schwebebetten für die Abwasserreinigung entdeckt haben. Sie setzen verschiedene Aufwuchskörpermaterialien und Aufwuchskörpergeometrien ein (siehe Tabelle 1.2):



**Tabelle 1.2: Hersteller von Kleinkläranlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern mit DIBt – Zulassung in Deutschland (DIBt 2013)**

Zulassungsinhaber	Bezeichnung	Aufwuchskörpertyp	Material
<b>Schwebebettanlagen</b>			
atex-umwelttechnik GmbH & Co. KG	oklatex <sup>®</sup> ; oklatex <sup>®</sup> big	Pfleiderer: Typ: newpond	PEHD
Bergmann clean Abwassertechnik GmbH	WSB <sup>®</sup>	AnoxKaldnes: Typen: K1; K2	HDPE
Block Abwasser GmbH	Airline+		PE / PP
EES Engineering Service GmbH	BIO-AIR-Wasserfloh	Schaumstoffwürfel in Körben	PU
EUSAG	Bio-Top	rvt: Typ: Bioflow 9 Stöhr: Typ: HXF14KLL	HDPE
Kingspan Environmental GmbH	BioSafe		
KVT-KLÄVERTEC GmbH	Picobells <sup>®</sup>	Picobells <sup>®</sup>	PE
Mall GmbH	SBR PLUS SanoFix d-pac <sup>®</sup>	d-pac <sup>®</sup>	PE/PP
Nordbeton GmbH	Emil <sup>®</sup>	Stöhr: Typ: HXF12KLL	HDPE
PSC Systemtechnik GmbH	Bluemartin	GEA:Typ: 2H-BCN012KLL	HDPE
WEISE WATER SYSTEMS GmbH	MikroClear <sup>®</sup> Aquacell	offenporiger PU - Schaumstoff	
Wilfried Oetjengerdes	BIO-Cleaner		
<b>Kombinierte Verfahren: Belebung + schwebende Aufwuchsflächen</b>			
RAB Röser Anlagenbau GmbH	TORNADO+	EvU <sup>®</sup> -Perl	
Dierk Behn	TORNADO+	EvU <sup>®</sup> -Perl	

Trotz prinzipiell gleicher Grundsätze für die Bemessung und Auslegung entsprechend der Zulassungsgrundsätze des Deutschen Institutes für Bautechnik variieren die verfahrenstechnischen Ausführungen.

Prinzipiell handelt es sich um Durchlaufanlagen. Einige Hersteller puffern den stark schwankenden Abwasserzufluss (zum Beispiel den „Badewannenstoß“) ab, in dem ein Teil der Vorklärung als Stauraum genutzt wird und die nachfolgenden Stufen kontinuierlich oder diskontinuierlich beschickt werden.



Bei der Bemessung der Kleinkläranlagen kristallisieren sich prinzipiell zwei Herangehensweisen heraus:

- (1) Einerseits erfolgt die Bestimmung der erforderlichen Aufwuchskörpermenge nach konstanter Oberflächenbelastung (wahlweise um  $4 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ) und daraus resultierendem variablen Füllgrad im Reaktor. Häufig liegen Füllgrade zwischen 10 und 20 %.
- (2) Zum anderen erfolgt die Auslegung der Kleinkläranlagen mit variabler geringerer Oberflächenbelastung zwischen 2 und  $3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  bei relativ konstantem Füllgrad um 50 % Aufwuchskörpervolumenanteil am Reaktorvolumen. Nur in wenigen Ausnahmen werden Füllgrade  $> 60 \%$  gewählt.

## 1.6 Reaktorgestaltung

Der Reaktor ist ein System mit einer Vielzahl von Variablen, die einen erheblichen Einfluss auf das Gesamtsystem haben. Das sind im Wesentlichen Beckengestaltung, Betrieb des Reaktors als Misch- oder Tubularreaktor, Belüftungsart, Durchmischung im Reaktor, die Betrachtung der Aufwuchskörpergröße im Verhältnis zur Reaktorgröße, Füllgrad der Aufwuchskörper im Reaktor. Die Ausbildung von Toträumen und Kurzschlussströmen soll vermieden werden. Sauerstoff- und Nährstofftransport im Reaktor, am Aufwuchskörper und im Biofilm müssen gewährleistet werden. Ziel ist es, die Biofilmschichtdicke gering zu halten. Sie ist abhängig von der Fließgeschwindigkeit, der Nährstoffkonzentration und den beteiligten Organismen (Wilderer et al. 1989). Der erforderliche Energieeintrag für eine schnelle und vollständige Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor und die damit verbundene Überschussschlamm Bildung wird im Zusammenhang mit dem Füllgrad diskutiert.

Frei bewegliche Aufwuchskörper bieten aufgrund ihrer großen Kontaktfläche zwischen der Biomasse und der zugeführten Luft eine bessere Sauerstoffausnutzung als in herkömmlichen Belebungsreaktoren. Es wird weniger Luft benötigt. Das heißt auch, dass die Aufwuchskörper in Suspension gehalten werden müssen. Zum Schutz des Biofilms müssen Teile des Aufwuchskörpers gegen Verschleiß geschützt sein (Ødegaard 1996). Bulle et al (2013) weisen auf Grundlage der Penetrationstheorie nach, dass bei Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern gegenüber fest installierten getauchten Festbetten keine Diffusionshemmung vorliegt.

Bei der technischen Umsetzung lassen sich die Eigenschaften eines Biofilmreaktors als Zusammenspiel folgender Prozessgrößen zusammenfassen (Harremoes 1986):

1. Prozesshydraulische Reaktorverhältnisse bestimmen die Durchströmung und Durchmischung im Reaktor und beeinflussen damit auch das Eindringen der gelösten Substanzen in den Biofilm.
2. Substratumsetzung der Biomasse wird durch das Zusammenspiel von Substratdiffusion und der bakteriellen Umsetzungskinetik bestimmt.
3. Zuwachs der Biomasse wird durch das Zusammenspiel der Substratumsetzung, Wachstumskinetik und prozesshydraulischen Verhältnissen, die zum Abrieb der Biomasse führen, bestimmt.

Untersuchungen von Wilderer et al. (1990) ergaben, dass Biofilme, die unter höherer Anströmgeschwindigkeit stehen und damit höheren Scherbelastung ausgesetzt waren, dichter und hafter waren als solche, die sich bei geringeren Scherkräften bildeten.

Der ideale Biofilm bei Verfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern ist dünn und gleichmäßig über die Oberfläche der Aufwuchskörper verteilt. Das heißt, die Turbulenz spielt eine große Rolle. Die Zusammenstöße der Aufwuchskörper im Reaktor erzeugen genügend Scherkräfte und limitieren das Wachstum der Biomasse auf den Aufwuchskörpern (Ødegaard 2006).

Levstek und Plazl (2009) führten unter Laborbedingungen Versuche mit geometrisch und physikalisch unterschiedlichen Aufwuchskörpern durch. Verwendet wurden der AnoxKaldnes Träger K1 (Dichte: 0,95 kg/m<sup>3</sup>; spezifische Oberfläche: 500 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, zylindrische Form) und der japanische PVA-gel-carrier der Firma Kuraray (Dichte: 1,025 kg/m<sup>3</sup>; spezifische Oberfläche: 2.535 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, kugelförmig mit einem Durchmesser von 4 mm). Durch Schaffung optimaler Durchmischungsbedingungen, d. h. Füllgrad für K1 37 %, für den PVA-Gel-Aufwuchskörper 9,7 %) wurden dünne Biofilme einer maximalen Schichtdicke von 100 µm und somit günstigste Bedingungen für den Stoffaustausch im Biofilm geschaffen. Beide Aufwuchskörper erreichten dieselbe Nitrifikationsleistung bezogen auf die installierte Aufwuchskörperoberfläche.

### 1.6.1 Reaktortyp

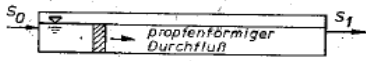
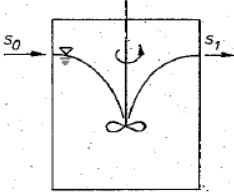
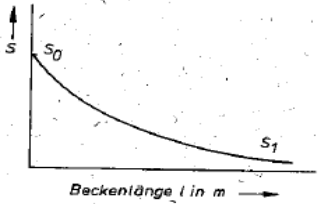
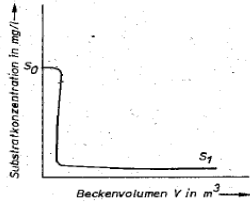
Die biologische Reinigungsstufe in der kommunalen Abwasserreinigung kann vorwiegend in vier Grundtypen eingeteilt werden (ATV 1997):

- Totale Mischbecken
- Mischbeckenkaskade
- Becken mit Rohrströmung

- Umlaufbecken (Schlaufenreaktoren)

Diesen Beckentypen liegen im Wesentlichen zwei Reaktortypen zu Grunde: der Mischreaktor und der Tubularreaktor. Hauptmerkmale beider Reaktortypen (Lützner 1990) sind in Tabelle 1.3 gegenüber gestellt.

**Tabelle 1.3: Eigenschaften von Tubular- und Mischreaktoren (Lützner 1990)**

	<b>Tubularreaktor</b>	<b>Mischreaktor</b>
<b>Prinzipskizze</b>		
<b>Charakteristik</b>	pfropfenförmiges Durchströmen des Reaktors und Ausbildung unterschiedlicher Substratkonzentrationen entlang des Fließweges	Vermischung der Zulaufkonzentration in kürzester Zeit auf die Ablaufkonzentration
<b>Verlauf der Substratabnahme</b>		
<b>Abbaugeschwindigkeit</b>	unterschiedlich	im gesamten Reaktor gleich
<b>Blähschlamm Bildung</b>	erschwert	Gefahr bei niedrigen Substratzulufkonzentrationen
<b>Sauerstoffregelung</b>	erschwert	einfach
<b>Puffervermögen</b>	gering	hoch
<b>Gefahr des Ablaufes von ungerinigtem Abwasser</b>	nicht gegeben	gegeben
<b>bevorzugter Einsatz</b>	Reaktionen höherer Ordnung	Reaktion 0. Ordnung

Es kann davon ausgegangen werden, dass alle ungeteilten runden, quadratischen und rechteckigen Becken mit  $L : B \leq 2$  als Mischbecken zu betrachten sind (ATV 1997).

Aus den vorangegangenen Ausführungen wird die Vielfalt der verfahrenstechnischen Varianten ersichtlich, die dann entsprechend ihre Ausführungen Vor- und Nachteile mit sich bringen. Bei der Wahl des Aufwuchskörpers, des Füllgrades und des Energieeintrages (z.B. in Form der Belüftung) sollte beachtet werden, dass im Kleinkläranlagenbereich die Wirbel-/Schwebebettreaktoren als Mischreaktoren gestaltet werden. Mischreaktoren im Allgemeinen lassen sich durch folgende Merkmale charakterisieren:

- Im ganzen Reaktor herrschen die gleiche Substratkonzentration mit gleicher Abbaugeschwindigkeit, gleichem Sauerstoffgehalt und damit verbunden eine einfache Sauerstoffregelung sowie ein hohes Puffervermögen (Lützner 1990).
- Es besteht die Gefahr des Ablaufes von ungereinigtem Abwasser und beim Belebungsverfahren zusätzlich die Neigung von Blähschlambildung bei niedrigen Substratzulaufkonzentrationen (Lützner 1990).

Mischreaktoren werden bevorzugt bei Reaktionen 0. Ordnung eingesetzt (Lützner 1990). Wichtig ist eine möglichst vollständige Durchmischung der Aufwuchskörper, der Nährstoffe und des Sauerstoffs im Reaktorraum. Beispielsweise können sich durch Einbauten oder durch ungenügenden Energieeintrag Totzonen ausbilden, in denen sich das Aufwuchskörpermaterial sammelt. Die Abreinigung bzw. die Schichtdickenbegrenzung des Biofilms muss gewährleistet werden. Verzapfungen an den Aufwuchskörpern und damit verbunden ein eingeschränkter Stoffwechsel und Nährstofftransport ebenso wie das Verklumpen von Aufwuchskörpern muss ausgeschlossen werden.

Zur Forcierung weitergehender Nährstoffelimination wurden Reaktoren mit Pfropfenströmung entwickelt, deren Behandlungsstufen einerseits aus klassischen Belebungsverfahrensstufen und andererseits aus Kaskaden mit frei beweglichen Aufwuchskörpern bestehen (Ott 1997).

### **1.6.2 Durchmischung des Reaktors**

Das Belüftungssystem erfüllt zwei Aufgaben. Das sind Sauerstoffeintrag sowie der Energieeintrag zur vollständigen Durchmischung des Reaktorinhaltes.

Für das Belebungsverfahren in kommunalen Kläranlagen kommen als Druckbelüftungssysteme hauptsächlich Breitbandbelüftung, flächendeckende Belüftung, Plattenbelüftung oder Umwälzung mit Belüftung zum Einsatz. Die feinblasige Verteilung der Druckluft erfolgt beispielsweise durch Filterrohre aus poröser Keramik, durch Schaumstoffe, Kunststoffmaterial oder auch Textilien, die in geschlossenen Rahmen eingespannt sind. (Lützner 1995)

Bandbelüfter sind an einer Beckenwand angebracht. Günstig wirken sich etwa gleiche Tiefen- zu Breiten- Abmessungen aus. Dadurch wird eine Belüftungswalze erzeugt, die die Entstehung von Toträumen verhindert. Das Grundprinzip der Belüftungsart führt zu einer hohen vertikalen Geschwindigkeit, die durch die Druckluftheberwirkung noch verstärkt wird.

Somit sind Grenzflächen und Aufenthaltszeiten der Luftblasen gering und das Sauerstoffzufuhrvermögen sowie der Sauerstoffertrag nicht optimal. (Lützner 1995)

Günstiger als Bandbelüfter ist die Ausstattung des gesamten Beckenbodens mit Lufteintragssystemen, sodass eine flächendeckende Druckbelüftung erfolgt. Das hat den Vorteil, dass Toträume verhindert und die Aufwärtsgeschwindigkeit gegenüber dem Bandbelüftersystem verringert wird. Zur Vermeidung von Absetzerscheinungen des Belebtschlammes sollte die Leistungsdichte  $20 \text{ W/m}^3$  nicht unterschreiten. (Lützner 1995)

Beim Einsatz von Platten- oder Tellerbelüftern kann sich die aufwärts gerichtete Wassergeschwindigkeit auf etwa  $0,1 \text{ m/s}$  verringern. Damit werden besonders gute Sauerstoffeintragswerte erreicht. Gegebenenfalls sind zusätzliche Vorrichtungen für eine ausreichende Durchmischung notwendig. (Lützner 1995)

Getrennte Umwälzung und Belüftung (Lützner 1995) wird in kommunalen Kläranlagen eingesetzt, wenn gezielt aerobe, anoxische oder anaerobe Bereiche für Stickstoff- und Phosphatelimination geschaffen werden sollen. Die Leistungsdichte von Umwälzaggregaten ist gering und beträgt etwa  $1 \text{ bis } 5 \text{ W/m}^3$  (und höher) (ATV 1997). Als ablagerungsfreie Geschwindigkeit für belebten Schlamm wird mit  $0,2 \text{ bis } 0,3 \text{ m/s}$  gerechnet (ATV 1997).

Beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren werden Aufwuchskörper aus Kunststoff (z.B. PE) mit einer Materialdichte von ca.  $0,96 \text{ kg/dm}^3$  eingesetzt. In der belüftungsfreien Zeit schweben die Aufwuchskörper als Block unterhalb des Wasserspiegels. Damit können die ablagerungsfreien Geschwindigkeiten, die für das Belebungsverfahren gelten, weitgehend unberücksichtigt bleiben. Lediglich die Ablagerung von abgelöstem Biofilm ist zu beachten. Der abgelöste Biofilm entspricht annähernd feinflockigem Schlamm einer Belebungsanlage. Für die gibt Imhoff (2009) eine Grenzggeschwindigkeit von  $0,2 \text{ m/s}$  an. Da die Belüftung feinblasig mittels EPDM – Membranrohren und die Anordnung asymmetrisch am Rand des Beckenbodens erfolgt (analog der oben beschriebenen Bandbelüftung), ist die Aufwärtsgeschwindigkeit während des Lufteintrages groß genug, um Ablagerungen im Bioreaktor zu vermeiden. Es ist zweckmäßig, den Energieeintrag zu begrenzen und somit zur Bildung ausreichend großer absetzbarer Überschussschlammflocken beizutragen. Erfahrungen aus der Praxis haben gezeigt, dass eine Lüfterbeaufschlagung zwischen  $4 \text{ und } 6 \text{ Nm}^3_{\text{L}}/(\text{m}_{\text{LL}} \cdot \text{h})$  beiden Anforderungen gerecht wird. Auf die projizierte Austrittsfläche der Membranrohrbelüfter bezogen, entspricht das  $0,27 \text{ bis } 0,4 \text{ Nm}^3_{\text{L}}/(\text{m}^2_{\text{LA}} \cdot \text{h})$ . Beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren wird der Hauptenergiebedarf durch den erforderlichen Sauerstoffbedarf bestimmt. Durch die Auslegung der Kläranlagen nach der Oberflächenbelastung des

Aufwuchskörpermaterials wird der erforderliche belüftete Reaktionsraum klein und damit eine relative Energiedichte im Bioreaktor zwischen ca. 60 und 190 W/m<sup>3</sup> erzeugt.

### 1.6.3 Schichtdickenkontrolle submerser Biofilme

Um Verzapfungen und Verstopfungen submerser Aufwuchskörper zu verhindern und damit einhergehend einer Verminderung der biologisch aktiven Oberfläche entgegenzuwirken, müssen ausreichende Scherkräfte wirken. Der erforderliche Energieeintrag wird durch den Lufteintrag erreicht. Die Angabe des Luftvolumenstromes erfolgt in Nm<sup>3</sup>/h und bezieht sich auf die projizierte Fläche des Aufwuchskörpermediums. Beim Festbett – Verfahren ist das die horizontale Grundfläche des Festbettes. Nach Pape; Menningmann (1995) sollte für die Luftbeaufschlagung in Abhängigkeit von der gewählten Oberfläche und dem vorhandenen Belastungsprofil zwischen 5 und 20 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) angesetzt werden. Zur Optimierung des Sauerstoffeintragsvermögens bei Festbettreaktoren mit Schütthöhen von 4,5 m werden Leerohrgeschwindigkeiten bis 30 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) gewählt (Behrendt et al. 1997). Im Vergleich hierzu werden Biofilteranlagen mit einer Luftbeaufschlagung zwischen 4 bis 15 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) betrieben. Nach Tschui et al. (1994) soll die Luftbeaufschlagung mindestens 3 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) betragen. WSB<sup>®</sup> - Reaktoren werden, ähnlich wie Biofilteranlagen, zwischen 4 und 15 Nm<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>\*h) mit Luft beaufschlagt. Verzapfungen oder Verbackungen der Aufwuchskörper konnten bei Praxisanlagen auch im unteren Bereich nicht festgestellt werden.

Über die tatsächlich erreichten Strömungsgeschwindigkeiten im Reaktor sagen diese Größen nur bedingt etwas aus, da sie abhängig vom eingesetzten Luftverteilungssystem (z.B. grob- oder feinblasig, Anzahl der Luftverteilerelemente) sind.

Da beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren die Belüfterelemente nicht zwingend über die gesamte Reaktorbodenfläche angeordnet werden, ist die Luftbeaufschlagung als Kriterium zur Erzeugung ausreichender Scherkräfte nur bedingt geeignet. Vielmehr verursacht die Geschwindigkeit  $v_{krit}$  des Aufwuchskörpers im Wasser Scherkräfte, die die lockeren oberen Schichten des Biofilms entfernen. Zur Schichtdickenkontrolle beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren sind Geschwindigkeiten zwischen 0,2 und 0,8 m/s ausreichend (Triller et al. 2012). Messungen in einem anoxisch betriebenen Reaktor ergaben Geschwindigkeiten zwischen 0,1 und 0,3 m/s (Roßmann et al. 2004).

## 1.7 Abwassertechnische Kenngrößen

### 1.7.1 Schlammbelastung $B_{TS}$

Für die Bemessung und Bewertung von Belebungsanlagen wird die Schlammbelastung als Größe herangezogen. Sie ist definiert über das Verhältnis von täglicher organischer Verschmutzung ( $B_{d,BSB5}$ ) zur Trockensubstanz (TS) des belebten Schlammes:

$$B_{TS} = \frac{B_{d,BSB5} [kg/d]}{TS [kg]} \quad (\text{Gl. 1.1}).$$

Entsprechend der Schlammbelastung werden die Anlagen in hoch-, mittel- und unterbelastete Anlagen eingeteilt (ATV 1997). In Tabelle 1.4 sind die wichtigsten Merkmale zusammengefasst.

**Tabelle 1.4: Merkmale von hoch-, mittel- und unterlastigen Belebungsanlagen**

Merkmal	Hochbelastete, überlastete oder in der Einarbeitungszeit befindliche Anlagen	Mittelbelastete Anlagen	Schwach- und unterbelastete Anlagen
Schlammbelastung $B_{TS}$	> 0,8 kg BSB <sub>5</sub> /(kg TS*d)	0,3 – 0,5 kg BSB <sub>5</sub> /(kg TS*d)	< 0,3 kg BSB <sub>5</sub> /(kg TS*d)
Flockenstruktur	Hohe Anzahl an freien, nicht flockengebundenen Mikroorganismen	Kräftige Flocken mittlerer Größe (ca. 500 µm)	Kleine Flocken (ca. 100 µm)
Mikroorganismen	Häufig: Flagellaten und Amöben, bestimmte Bakterien mit kurzen Verdopplungszeiten	Vielzahl an Ciliaten (sessile, kriechende, freischwimmende) Vereinzelt: Flagellaten und Amöben	Häufig: räuberische Ciliaten, hoch organisierte Vielzeller (z. B. Würmer, Rädertiere, Nematoden), langsam wachsende Mikroorganismen (z. B. Nitrifikanten) Vereinzelt: freie Bakterien
Schlammalter $t_s$	1 – 2 d	Höheres Schlammalter	Hohes Schlammalter

Je nach Reinigungsziel empfiehlt Imhoff (2007) für die Bemessung von Belebungsanlagen folgende Schlammbelastungen:

- ohne Nitrifikation: 0,3 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d),
- mit Nitrifikation: 0,15 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d),
- mit aerober Schlammstabilisierung: 0,05 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d).

### 1.7.2 Überschussschlamm $TS_{\text{ÜS}}$

Der Schlammzuwachs, der zur Einhaltung einer bestimmten Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken aus dem System entfernt wird, heißt Überschussschlamm (ATV 1997).

Die Überschussschlammproduktion im Belebungsbecken wird durch folgende Faktoren (ATV-DVWK A 131 2000) beeinflusst:

- die tägliche organische Fracht,
- das Schlammalter,
- die Menge an abfiltrierbaren Stoffen im Zulauf zum Belebungsbecken,
- die Abwassertemperatur.

Wesentlichen Einfluss auf die Schlammproduktion haben das Schlammalter sowie die Menge an abfiltrierbaren Stoffen im Zulauf zum Belebungsbecken. Mit zunehmendem Schlammalter verringert sich die spezifische Schlammproduktion  $TS_{\text{ÜS}}$  [kg TS/kg BSB<sub>5</sub>]. Die Menge an abfiltrierbaren Stoffen im Zulauf zum Belebungsbecken wird durch das Verhältnis  $TS_0/BSB_5$  ausgedrückt (ATV 1997). Je größer das  $TS_0/BSB_5$  - Verhältnis ist, umso höher ist die spezifische Schlammproduktion. Die Abwassertemperatur hat vergleichsweise geringen Einfluss, steigt aber prozentual stärker bei kleinem  $TS_0/BSB_5$  – Verhältnis (ATV 1997).

Spezifische Werte zur Überschussschlammproduktion beim Belebungsverfahren für Abwassertemperaturen zwischen 10 – 12 °C sind im ATV-DVWK A 131 (2000) tabellarisch zusammengefasst oder können empirisch nach (Gl. 1.2) (ATV-DVWK A 131; 2000) berechnet werden. Sie betragen zwischen 0,53 kg  $TS_{\text{ÜS}}$ /kg BSB<sub>5</sub> (für 10 – 12 °C, Schlammalter von 25 Tagen,  $TS_0/BSB_5$  – Verhältnis von 0,4) und 1,27 kg  $TS_{\text{ÜS}}$ /kg BSB<sub>5</sub> (für 10 – 12 °C, Schlammalter von 4 Tagen,  $TS_0/BSB_5$  – Verhältnis von 1,2).

$$\ddot{U}_{d,C} = B_{d,BSB} * (0,75 + 0,6 * \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(1-0,2)*0,17*0,75*t_{TS}*F_T}{1+0,17*t_{TS}*F_T}) \quad [\text{kg TS/d}] \quad (\text{Gl. 1.2})$$

mit  $F_T = 1,072^{(T-15)} \quad [-]$

$\ddot{U}_{d,C}$ :	tägliche Schlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination	[kg/d],
$B_{d,BSB}$ :	tägliche BSB <sub>5</sub> – Fracht	[kg/d],
$X_{TS,ZB}$ :	Konzentration der mit 0,45 µm Membranfilter abfiltrierbaren Stoffe nach Trocknung bei 105 °C im Zulauf zum Belebungsbecken	[mg/L],
$C_{BSB,ZB}$ :	BSB <sub>5</sub> – Konzentration im Zulauf zum Belebungsbecken	[mg/L],
$t_{TS}$ :	Schlammalter, bezogen auf das Belebungsbeckenvolumen	[d],
$F_T$ :	Temperaturfaktor für endogene Veratmung	[-],
$T$ :	Temperatur im Belebungsbecken	[°C].



Für Verfahren mit sessiler Biomasse werden Richtwerte für den Überschussschlammanfall von 0,75 kg TS/kg BSB<sub>5</sub> angesetzt (ATV-DVWK-A 281; 2001). Neuere Regelwerke geben für die Abschätzung des Überschussschlammanfalles für Anlagengrößen bis 1.000 EW 0,03 kg TS/(EW\*d) für Verfahren mit sessiler Biomasse und 0,06 kg TS/(EW\*d) für Belebungsverfahren an.

Neben dem Schlammalter beeinflussen Schlammbelastung und Sauerstoffgehalt die Überschussschlammproduktion. Cornel (2000) kommt zum Ergebnis, dass sich bei geringen Schlammbelastungen nahe 0,01 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) der Biomassezuwachs und die Absterberate theoretisch annähern. Abbassi et al. (1996) zeigen, dass eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration von 2 auf 4 mg/L in Belebungsanlagen im Mittel eine um bis zu 18 % geringere Überschussschlammproduktion bewirkte.

### 1.7.3 Schlammalter $t_s$ und Wachstumsrate $\mu$

Neben der Schlammbelastung wird das Schlammalter für die Bemessung von Belebungsanlagen, insbesondere für die langsam wachsenden Nitrifikanten, herangezogen. Anlagen mit hohem Schlammalter sind in der Lage, biologisch schwer abbaubare Substanzen zu entfernen (Ilic 1978). Das Schlammalter entspricht der mittleren Aufenthaltszeit [d] der Mikroorganismen im Belebungsbecken und wird nach Gl. 1.3 (ATV 1997) bestimmt:

$$t_s = \frac{TS_{BB}}{TS_{\ddot{U}S}} \quad [d] \quad (\text{Gl. 1.3})$$

$TS_{BB}$ : Schlamm Trockensubstanz von 1 m<sup>3</sup> Belebungsbecken [kg/m<sup>3</sup>]

$TS_{\ddot{U}S}$ : tägliche Überschussschlammproduktion bezogen auf 1 m<sup>3</sup> Belebungsbecken [kg/(m<sup>3</sup>\*d)]

Die Wachstumsrate  $\mu$  ist der reziproke Wert des Schlammalters (ATV 1997) siehe Gl. 1.4.

$$\mu = \frac{1}{t_s} \quad [d^{-1}] \quad (\text{Gl. 1.4})$$

Für die Auslegung von Belebungsbecken werden nach ATV-DVWK A 131 (2000) in Abhängigkeit von Temperatur und Reinigungsziel die Schlammalter in Tabelle 1.5 empfohlen.

**Tabelle 1.5: Schlammalter  $t_s$  in Abhängigkeit von Temperatur und Reinigungsziel für Belebungsanlagen nach ATV-DVWK A 131 (2000) für Anlagen bis 1.200 kg BSB<sub>5</sub>/d im Zulauf**

Reinigungsziel	Schlammalter $t_s$ [d]	
	für 10 °C	für 12 °C
ohne Nitrifikation	5	5
mit Nitrifikation	10	8,2
mit Stickstoffeliminierung ( $V_D/V_{BB} = 0,2 - 0,5$ )	12,5 - 20	10,3 – 16,4
mit Stickstoffeliminierung und Schlammstabilisierung	25	25

Für Belebungsverfahren gibt es zwei Wege, das Schlammalter zu bestimmen. Der erste Weg ist der über die Trockensubstanzbestimmung im Belebungsbecken und der Überschussschlammernmittlung (siehe Gleichung 1.2). Außerdem gibt es Hinweise in der Literatur, dass in einem begrenzten Bereich Schlammalter und Schlammbelastung in direktem Zusammenhang stehen (siehe Gl. 1.5) (ATV 1997):

$$t_s = \frac{TS_{BB}}{TS_{ijS}} = \frac{TS_{BB}}{a^* \cdot B_R} = \frac{1}{a^* \cdot B_{TS}} \quad (\text{Gl. 1.5})$$

$B_R$ : Raumbelastung [kg/(m<sup>3</sup>\*d)],

$B_{TS}$ : Schlammbelastung [kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d)].

Für häusliches Abwasser gilt überschlägig:

$a^* \sim 1$  Anlagen ohne Vorklärung,

$a^* \sim 0,8$  Anlagen mit Vorklärung,

$a^* < 0,8$  bei sehr hohem Schlammalter.

## 1.8 Stickstoffelimination

Mit Zunahme der Kleinkläranlagen und kleineren Anlagen als Dauerlösung in zersiedelten Gebieten gewinnt die weitergehende Abwasserreinigung zum Schutz des Grundwassers, kleiner Bäche oder stehender Gewässer, die als Vorfluter genutzt werden, immer mehr an Bedeutung. Die am häufigsten genutzten Prozesse zur Stickstoffeliminierung in der kommunalen Abwasserbehandlung sind Nitrifikation und Denitrifikation.

Die Nitrifikation ist die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat. Die Denitrifikation ist die mikrobielle Reduktion von Nitrat zum gasförmigen Stickstoff. Gleichungen (Gl.1.6) und (Gl.1.7) beschreiben die chemischen Reaktionen (ATV 1997).

Nitrifikation:



Denitrifikation:



Die Reaktionsgleichungen lassen die gegensätzlichen Voraussetzungen beider Prozesse erkennen (siehe Tabelle 1.6).

**Tabelle 1.6: Bedingungen für die mikrobielle Nitrifikation und Denitrifikation**

<b>Einflussgröße</b>	<b>Nitrifikation</b>	<b>Denitrifikation</b>
C - Quelle	autotroph (anorg. C, z. B. CO <sub>2</sub> )	heterotroph (org. C)
Milieu	aerob	anoxisch
pH - Optimum	7,5 bis 8,6	5,8 bis 9,0

Die Substratkonzentration beeinflusst Nitrifikation und Denitrifikation. Für die Denitrifikation ist Substrat erforderlich. Hohe Substratkonzentrationen hemmen jedoch die Nitrifikation.

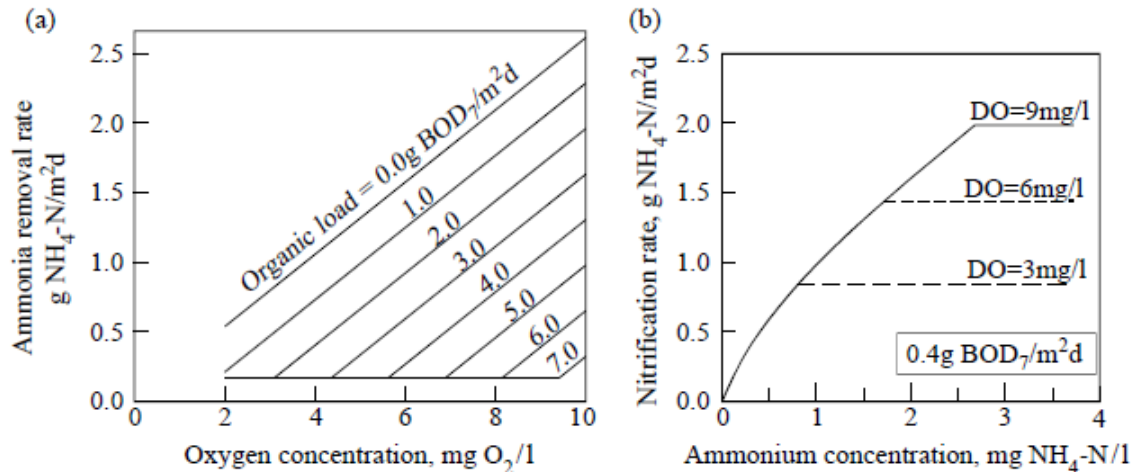
Untersuchungen verschiedener Kunststoffgranulate von Spieck et al. (2007) zeigen, dass die Nitrifikation in Anwesenheit von fabrikneuen Kunststoffmaterial gehemmt wird. Ursache kann der Einsatz von Stabilisatoren oder Antioxidantien im Herstellungsprozess sein. Schwarzes Granulat aus recycelten PE mit einem Rußanteil von 3 % hatte geringeren Einfluss und eignete sich gut für die Denitrifikation. Recyclingmaterial hat den Nachteil, dass es in der Zusammensetzung stark schwanken kann.

Hem et al. (1994) untersuchten drei entscheidende Einflussfaktoren bei 15 °C und einer Ammoniumkonzentration  $\geq 2,5 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$  auf die Nitrifikation in Biofilmen. Das sind die organische Belastung, die Ammoniumkonzentration sowie die Sauerstoffkonzentration. Beispielsweise wird ab einer organischen Belastung über  $4,0 \text{ g BSB}_7/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , das sind ca.  $3,4 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , zur vollständigen Nitrifikation hohe Sauerstoffkonzentrationen ( $> 6 \text{ mg/L}$ ) erforderlich. Ammoniumkonzentrationen limitieren die Nitrifikationsrate nur bei sehr geringen Ammoniumkonzentrationen ( $< 1 - 3 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$ ) und spielen somit für die Aufbereitung kommunaler Abwässer keine Rolle (siehe Abb. 1.12).

Viel entscheidender für die Ammoniumumsätze am Biofilm des MBBR<sup>TM</sup> – Verfahrens ist die Tatsache, dass die Nitrifikationsrate annähernd linear zur Sauerstoffkonzentration ist. Das

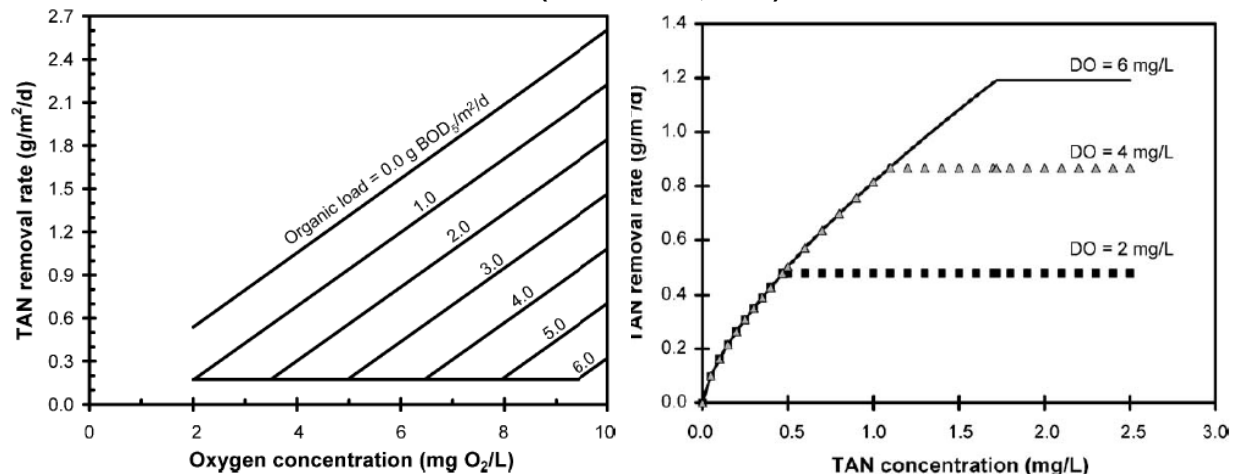
hat den entscheidenden Vorteil, dass die Nitrifikationsrate über die Sauerstoffkonzentration geregelt werden kann (Ødegaard et al. 1994; Eşoy et al. 1998).

**Abb. 1.12:** Einfluss von  $BSB_7$ , Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration auf die Nitrifikationsrate beim MBBR – Verfahren (Hem et al, 1994 und Rusten et al, 1995a)



Rusten et al. (2006) passten die Grafiken 1.12 a und b auf den häufiger verwendeten  $BSB_5$  (Abb. 1.13) an.

**Abb. 1.13:** Einfluss von  $BSB_5$ , Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration auf die Nitrifikationsrate beim MBBR – Verfahren (Rusten et al, 2006)



Beim MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren werden zur gezielten Stickstoffelimination vorgeschaltete, nachgeschaltete oder vor- und nachgeschaltete Denitrifikation angewandt. Ødegaard (2006) beschreibt als limitierende Faktoren für die Denitrifikationsrate die Nitratkonzentration, das zur Verfügung stehende organische Substrat und die gelöste Sauerstoffkonzentration. Rusten et al. (1995) stellten fest, dass ab einer  $\text{NO}_3\text{-N}$  – Konzentration von  $3 \text{ mg/L}$  die Denitrifikationsrate abhängig ist vom zur Verfügung stehendem organischem Substrat.

Während die vorgeschaltete Denitrifikation oft durch sauerstoffangereichertes Rücklaufwasser und durch die Substratlimitierung negativ beeinflusst wird, erreicht die nachgeschaltete Denitrifikation unter Zugabe externer Kohlenstoffe die höchsten Denitrifikationsraten. Zur Minimierung der Kosten der externen Kohlenstoffquelle werden beide Verfahren in Kombination angewandt. Die Anlagen werden mit Rezirkulationsverhältnissen von 25 % bis 50 % des Zulaufes gefahren, die Restdenitrifikation erfolgt nachgeschaltet. Rusten et al. (1996) erreichten unter Zugabe von Ethanol als externe Kohlenstoffquelle Denitrifikationsraten um  $4 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  ( $T = 15 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Das ist doppelt so hoch, wie bei Dosierung von Methanol oder Monopropylene Glycol.

Zur Forcierung der simultanen Denitrifikation erfolgt die Entwicklung von Aufwuchskörpern mit biologisch abbaubaren organischen Polymeren, wie z. B. PHB und PCL, welche als Kohlenstoffquelle den anoxischen Zonen des Biofilms zur Verfügung stehen. Hille et al. (2009) vertreten die Hypothese, dass sich durch den Abbau der Polymere kleine Poren und Kanäle und somit Lebensraum für Mikroorganismen verschiedener Ansprüche ausbilden. Die Schwierigkeit bei der Anwendung im Biofilm ist das Auswaschen des Biofilms von der Aufwuchskörperoberfläche sowie die Kontrolle der Biofilmmzusammensetzung und der Biofilmauflösung (Nicolella et al. 2000a und Nicolella et al. 2000b).

## 1.9 Phosphatelimination

Das ökologische Gleichgewicht von Gewässern wird durch die Einleitung von Abwässern gestört und führt zur Verminderung der Wassergüte. Phosphat ist begrenzender Faktor für das Wachstum von Mikroorganismen und somit der für die Gewässer - Eutrophierung maßgebende Pflanzennährstoff (Röske, Uhlmann 2005).

Je nach Abwasserherkunft liegt Phosphor organisch oder anorganisch sowie in gelöster oder ungelöster Form vor. Phosphor ist in häuslichem Abwasser in Form von Orthophosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), organisch gebundenem Phosphat (org. P) und Polyphosphaten enthalten (ATV 1997). In der weitergehenden Abwasserreinigung erfolgt die Phosphatelimination biologisch oder chemisch durch Fällung mit Eisen (III)- oder Aluminiumsalzen, zum Teil wird auch Kalk zur Fällung verwendet. Häufig werden biologische und chemische Verfahren kombiniert.

Da die biologische Leistungsfähigkeit am Biofilm betrachtet werden soll, wird nachfolgend auf die Mechanismen der biologischen P – Elimination näher eingegangen. Ohne besondere zusätzliche Maßnahmen werden beim Belebungsverfahren nach Hamm (1989) durch

- Sedimentation: 1 – 2 mg P/L eliminiert und durch die
- Biologische Stufe: 2 – 3 mg P/L in den belebten Schlamm eingebaut und mit dem Überschussschlamm entfernt. Das entspricht einer Elimination von 20 – 30 %, im günstigsten Fall 40 % des im Abwasser enthaltenen Phosphates (Röske, Uhlmann 2005).

Der zum Zellaufbau der heterotrophen Biomasse benötigte Phosphor kann nach ATV-DVWK A 131 (2000) mit  $0,01 \cdot \text{BSB}_5$  – Konzentration im Zulauf zur biologischen Reinigungsstufe angesetzt werden.

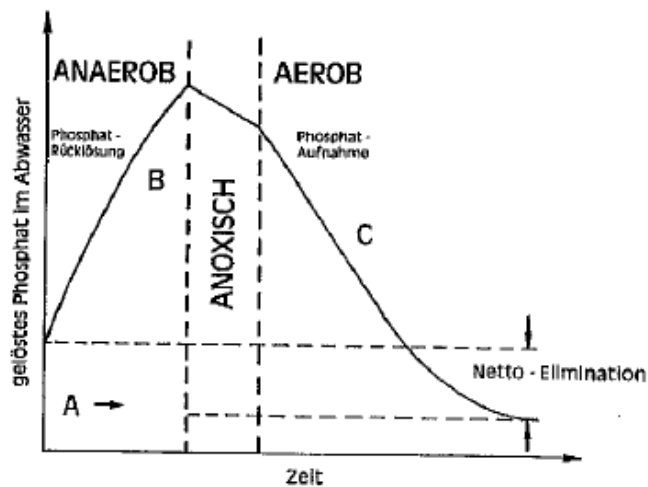
Es gibt Bakterien, die in der Lage sind, Phosphat als Polyphosphat zu speichern. Während normale Bakterien etwa 1 – 2 % Phosphat in ihrer Trockenzellmasse speichern, können P – speichernde Organismen zwischen 3 und 8 % P in der Trockenzellmasse lagern (Röske, Uhlmann 2005). Schön (1996) spricht sogar von über 10 %. Somit können bis zu 90 % des Phosphates im Belebtschlamm gebunden werden (Röske, Uhlmann 2005). Für die Bemessung der BIO-P – Elimination wird bei vorgeschaltetem Anaerobbecken ein Phosphatbedarf von 0,01 bis 0,015 mg  $P_{\text{elim}}/\text{mg BSB}_{5,\text{ZL}}$  angesetzt (ATV-DVWK A 131 2000).

Entscheidender Steuermechanismus für die biologische P – Elimination ist der Wechsel zwischen anaeroben und aeroben Milieu in Abhängigkeit von der Abwasserqualität und des Nitratgehaltes in der anaeroben Zone. Treibende Kraft ist die Verfügbarkeit organischer Säuren im anaeroben Milieu. Bio – P wird begünstigt durch (ATV 1997):

- hohe Konzentration an organischen Inhaltsstoffen im Abwasser,
- hohes Verhältnis von  $\text{BSB}_5$  : P,
- geringe Sauerstoff- und Nitratgehalte im Abwasser und Rücklaufschlamm.

Da aerob mehr Phosphat aufgenommen wird, als anaerob rückgelöst wurde, reichert sich Phosphor in der Biomasse an und kann mit dem Überschussschlamm entfernt werden (Schön 1996). In Abb. 1.14 ist der Mechanismus der biologischen Phosphatelimination nach Schön (1996) dargestellt.

**Abb. 1.14: Anaerobe Phosphatrücklösung und aerobe Phosphataufnahme durch Belebtschlamm aus einer Kläranlage mit weitergehender biologischer Phosphorentfernung (Schön 1996)**



Phosphatkonzentrationen im

Abwasser:

- A = zufließendes Phosphat
- B = rückgelöstes Phosphat aus dem Rücklaufschlamm
- C = durch Belebtschlamm aufgenommenes Phosphat

### 1.10 Einfluss toxischer Stoffe auf die biologische Abwasserreinigung

Die Beschaffenheit des zur Kläranlage geleiteten Abwassers setzt sich aus häuslichen, gewerblichen, industriellen Bestandteilen und ggf. verschmutzten Niederschlagswasser zusammen. Je nach Anteil an Gewerbe und Industrie gelangen neben organischen Nährstoffen, wie Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und weitere Spurenelemente auch organische oder anorganische Schadstoffe zur Kläranlage. Darunter zählen Metalle und Halbmetalle (As, Ba, Pb, Cd, Cr, Co, Cu, Ni, Hg, Se, Ag, Zn, Sn), Anionen (Cyanid, Sulfid), organische Halogenverbindungen (LHKW, AOX). Arbeiten von Principi et al. (2006) belegen, dass Nitrifikanten im Belebtschlamm sensibler auf Kupfer, Zink und Nickel reagieren als heterotrophe Bakterien.

Biozid wirkende Substanzen wie Antibiotika und Desinfektionsmittel können besonders die Biozönose von Kleinkläranlagen und kleinen Kläranlagen stark beeinträchtigen und nachhaltig schädigen. Verursacher sind im Einzugsgebiet kleiner Kläranlagen zum Beispiel kleine Fleischereien, Bäckereien, Altenpflegeheime, Friseursalons, Molkereien, kleine Brauereien.

Beeinträchtigungen in der Abwasserreinigung durch toxische Effekte müssen nicht zwangsläufig durch direkten Schadstoffeintrag erfolgen. Der Mechanismus der Giftwirkung beruht in der Regel auf der Blockierung von Enzymsystemen. Beispielsweise können sich unter ungünstigen Bedingungen durch Überangebot an Substrat zwei Substratmoleküle mit einem Enzymmolekül verbinden. Folglich tritt eine Substratüberschusshemmung, eine Störung des „Schlüssel – Schloss – Prinzips“, auf. Bei der Produkthemmung erfolgt die

Enzymhemmung durch Überschreitung einer bestimmten Produktkonzentration. Weitere Hemmungsarten sind kompetitive Hemmung (Konkurrenzhemmung) und nicht kompetitive Hemmung. Bei der kompetitiven Hemmung wird statt des Substrates ein substratähnlicher Hemmstoff an das Enzym angelagert. Nichtkompetitive Hemmung bedeutet, dass sich der Hemmstoff mit freien Enzymen und dem Enzymsubstratkomplex verbinden kann (Röske, Uhlmann 2005).

Nach Hänel (1986) lassen sich toxische Wirkungen auf den belebten Schlamm an folgenden Symptomen erkennen:

- Verminderung des Abbaus gelöster organischer Substanzen,
- Erhöhung der Trübung im gereinigten Abwasser durch Schädigung der filtrierenden Protozoen,
- Verminderung der Nitratbildung durch Schädigung der Nitrifikanten.

Biofilme nehmen eine Sonderstellung ein. Auf allen von Wasser benetzten Oberflächen entwickeln sich Biofilme. Trotz ihrer Toxizität bieten nicht einmal bakterientoxische Metalle wie Kupfer und Silber auf die Dauer ein Hindernis für die Bildung von Biofilmen (Röske, Uhlmann 2005).

Extrazelluläre Polymere Substanzen (EPS) verlängern Diffusionswege. Somit verbessert sich der Schutz der Mikroorganismen gegenüber Schadstoffen. Die Zellen sind gegen plötzliche Änderungen ihrer Umgebungsparameter (z. B. pH – Wert, Hemmstoffe, Salzgehalt) sowie gegen Austrocknung geschützt (Flemming, Geesey 1991, Edgehill 1996).

### Einfluss von Desinfektionsmitteln

Reste von Desinfektionsmitteln können durch Überdosierung und kurzen Fließstrecken in die Kläranlagen gelangen. Für verschiedene Industriezweige, wie zum Beispiel gentechnische Anlagen, Tierkörperbeseitigungen, Gerbereien, infektiöse Krankenhaus- und Heilstätten, wird die Desinfektion des Rohabwassers empfohlen (ATV-M 205 1998). Für die Desinfektion von Abwasser kommen physikalische und chemische Verfahren zum Einsatz. Neben anderen Oxidationsmitteln zur chemischen Desinfektion von Abwasser kommt Chlor zum Einsatz. Unterchlorige Säure führt durch ihre oxydative Wirkung im Bereich der Zellmembran zu Strukturveränderungen und damit zu Veränderungen im Stofftransport in und aus der Zelle. Damit wird der Stoffwechsel der Zelle nachhaltig gestört und es kommt zum Absterben der Zelle (Gierig 1993). Chlorkonzentrationen von 0,3 bis 0,6 mg/L führen zu irreversiblen Verlusten an pflanzlicher und tierischer Biomasse im Gewässer. Bereits 0,05 bis 0,1 mg/L



Chlor haben negative Auswirkungen auf Wachstum und Überleben von Fischen (ATV-M 205 1998).

Für die Abwasserdesinfektion mit Chlor werden meist Chlorgas ( $\text{Cl}_2$ ) und Chlordioxid ( $\text{ClO}_2$ ) verwendet. Seltener werden Natriumhypochlorit (Bleichlauge  $\text{NaClO}$ ), Chlorkalk ( $\text{CaCl}(\text{OCl})$ ) sowie Kalziumhypochlorit ( $\text{Ca}(\text{OCl}_2)$ ) eingesetzt. Je nach Gehalt an organischen Säuren sind 1 bis 20 mg freies Chlor je Liter Abwasser, gründliche Durchmischung sowie eine Kontaktzeit von 15 bis 30 Minuten bei pH – Wert zwischen 6 und 8 zur Erlangung einer ausreichenden Desinfektion des Abwassers erforderlich (DWA-M 205 2013).

In der Trinkwasserentkeimung werden häufig zur chemischen Entkeimung Ozon ( $\text{O}_3$ ), Chlorgas ( $\text{Cl}_2$ ), Chlordioxid ( $\text{ClO}_2$ ) und Natriumhypochlorit ( $\text{NaClO}$ ) genutzt. Erfahrungen bei der Bakterienbekämpfung in Wasseraufbereitungsanlagen belegen, dass die zur Inaktivierung in Biofilmen erforderlichen Dosierungen oftmals mehr als zwei Größenordnungen höher liegen als bei der Bekämpfung frei suspendierter Organismen (Röske, Uhlmann 2005).

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuche im Labormaßstab

Die Versuche wurden in Kooperation mit der BTU Cottbus durchgeführt. Die abwassertechnischen Parameter sowie die mikrobiologischen Größen wurden durch Noack (2010) bestimmt.

Die Probenahme für den Zulauf erfolgte aus dem Zulaufbehälter. Da es sich bei den Versuchsreaktoren um Mischreaktoren handelte, wurden die Ablaufproben direkt aus den jeweiligen Reaktoren entnommen. Für die Ermittlung der gelösten chemischen Parameter wurden die Proben zur Entfernung von Feststoffen zentrifugiert (15 min bei 3.500 U/min).

#### 2.1.1 Sauerstoff- und pH-Messung

Temperatur, pH – Wert und gelöster Sauerstoffgehalt wurden mit tragbaren Messgeräten ermittelt, die mit entsprechenden Messfühlern ausgerüstet waren:

pH – Wert      Fabrikat WTW; Typ: Einstabmesskette pH 340i

Sauerstoff      Fabrikat WTW; Typ: Ox 325

#### 2.1.2 Chemische Parameter

In Tabelle 2.1 sind die ermittelten chemischen Parameter sowie deren Bestimmungsmethoden zusammengefasst.

**Tabelle 2.1: Bestimmungsmethoden der chemischen Parameter**

Parameter	Einheit	Bestimmungsmethode
CSB	mg/L	Thermoreaktor (Fabrikat Merck, Typ TR300) Küvettest (Fabrikat: Merk) Photometer (Fabrikat: Merk, Typ: NoVA 60)
TOC	mg/L	Differenzmethode mittels Analysegerät (Fabrikat: DIMATEC, Typ: DIMA-TOC 100) mit Sampler (Fabrikat: Gilson, Typ: Model 222)
N <sub>ges</sub>	mg/L	Photolumineszenz des Oxidationsproduktes mittels Analysegerät Fabrikat: DIMATEC, Typ: DIMA-TOC 100
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	Photometrische Ammoniumbestimmung nach Höll (1968) Umrechnung von Ammonium in Ammonium - Stickstoff
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	Photometrische Nitritbestimmung nach DIN EN 26777 (1993) Umrechnung von Nitrit in Nitrit - Stickstoff

NO <sub>3</sub> -N	mg/L	Photometrische Nitratbestimmung bei 410 nm nach Cataldo et al. (1975) Communications in soil science and plant analysis 6(1) 71-80. Nach dem Prinzip der alkalischen Nitrierung von Salicylsäure und Bildung von Nitrosalicylsäure; Umrechnung von Nitrat in Nitratstickstoff
P <sub>ortho</sub>	mg/L	Photometrische ortho- und gesamt- Phosphatbestimmung nach DIN EN ISO 6878

Alle photometrischen Bestimmungen, ausgenommen die CSB – Bestimmung, erfolgten mit dem Spektralphotometer Fabrikat: Beckmann, Typ: DU640.

Der BSB<sub>5</sub> wurde über das Verhältnis von BSB<sub>5</sub>/TOC bestimmt. Das Abwasser der Großkläranlage Cottbus besitzt folgende mittlere Nährstoffverhältnisse (CB-BB; 2008-2009):

$$\text{CSB} / \text{BSB}_5 = 1,7$$

$$\text{BSB}_5 / \text{CSB} = 0,6$$

$$\text{CSB} / \text{TOC} = 3,3$$

$$\text{BSB}_5 / \text{TOC} = 1,9$$

Für die Ermittlung des BSB<sub>5</sub> wurde ein BSB<sub>5</sub>/TOC – Verhältnis von 1,9 zu Grunde gelegt.

### 2.1.3 Trockensubstanz und organische Trockensubstanz

Der TS – Gehalt [mg/L] wurde photometrisch bei einer Wellenlänge von 580 nm gemessen. Werte dieser Methode sind vergleichbar mit der TS – Bestimmung über Trockenwaage.

Die Beziehung, dass die Trockensubstanz eine Bakterienzelle zu ca. 50 % aus Proteinen besteht (Röske, Uhlmann 2005) wurde für die Bestimmung des oTS – Gehaltes genutzt. So erfolgte die Bestimmung der sessilen Biomasse auf den Aufwuchskörpern und der suspendierten Biomasse in der flüssigen Phase in Form des oTS [mg/L] mittels Proteinbestimmung nach Stecker (1994). Hierzu wurden jeweils vier Aufwuchskörper eines Reaktors als „Mischprobe“ verwendet, für die suspendierte Phase wurde ein Probevolumen von 25 mL je Reaktor entnommen. Über eine in Vorversuchen ermittelte Kalibrierkurve wurde Beziehung zu Grunde gelegt:

$$\text{oTS [mg/L]} = \text{Proteingehalt [mg/L]} * 2,748.$$

### 2.1.4 Proteinbestimmung

Für die Proteinbestimmung sind zwei Schritte erforderlich: Zunächst erfolgt ein thermischer Aufschluss nach Stecker (1994) unter alkalischen Bedingungen. Danach wird die

Proteinkonzentration nach Lowry et al. (1951) mit Folin – Reagenz bei einer Wellenlänge von 570 nm am Photometer bestimmt.

### 2.1.5 Biofilmdicke

Zur Bestimmung der Biofilmdicke wurden Dünnschnitte der bewachsenen Aufwuchskörper in verschiedene Achsrichtungen angefertigt und mit Fluoreszenzfarbstoff angefärbt. Unter UV – Licht des Fluoreszenzmikroskopes (Fabrikat: Nikon, Typ Eclipse LV100) wurden grüne Bereiche (lebende Zellen) und rote Bereiche (tote Zellen) sichtbar und mit der Digitalkamera (Fabrikat: Nikon, Typ: DS-Fi 1) festgehalten. Inaktive oder geschädigte Zellen färben sich grau. Die entstandenen Biofilmquerschnitte konnten mit einer computergesteuerten Bildverarbeitung vermessen werden.

## 2.2 Versuche im halbtechnischen und technischen Maßstab

### 2.2.1 Sauerstoff- und pH-Messung

Temperatur, pH – Wert und gelöster Sauerstoffgehalt wurden mit tragbaren Messgeräten ermittelt, die mit entsprechenden Messfühlern ausgerüstet waren:

pH – Wert      Fabrikat WTW; Typ: Einstabmesskette pH 340i  
Sauerstoff      Fabrikat WTW; Typ: Ox 325

### 2.2.2 Chemische Parameter

Die chemischen Parameter im Zu- und Ablauf der Reaktoren wurden mittels Rundküvettentests der Firma Macherey & Nagel mit dem Photometer NANOCOLOR® bestimmt (siehe Tabelle 2.2):

**Tabelle 2.2: Bestimmungsmethoden chemischer Parameter für Praxisversuche**

Parameter	Einheit	Bestimmungsmethode
CSB	mg/L	NANOCOLOR® CSB 160; REF 985 022 NANOCOLOR® CSB 1500; REF 985 029
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	NANOCOLOR® Ammonium 10; REF 985 004 NANOCOLOR® Ammonium 50; REF 985 005 NANOCOLOR® Ammonium 200; REF 985 006
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	NANOCOLOR® Nitrat 50; REF 985 064 NANOCOLOR® Nitrat 250; REF 985 066
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	NANOCOLOR® Nitrit 4; REF 985 069

N <sub>ges</sub>	mg/L	NANOCOLOR <sup>®</sup> gesamt-Stickstoff TN <sub>b</sub> 220; REF 985 088
P <sub>ges</sub>	mg/L	NANOCOLOR <sup>®</sup> ortho- und gesamt Phosphat 15; Cat.-Nr. 985 080 NANOCOLOR <sup>®</sup> ortho- und gesamt Phosphat 45; Cat.-Nr. 985 055

Der BSB<sub>5</sub> wurde mittels OxiTop<sup>®</sup> - Messsystem der Firma WTW gemessen.

### 2.2.3 Methodik zur Bestimmung mikrobiologischer Parameter

Die mikrobiologischen Parameter am Biofilm und teilweise in der suspendierten Phase wurden durch Steinbrenner (2011) am Institut für angewandte Mikrobiologie der TU Dresden bestimmt und detailliert beschrieben. Nachfolgend sind die angewandten Methoden zusammengefasst dargestellt.

Durch Ablösen des Biofilms mit verschiedenen Methoden wurden folgende mikrobiologischen Parameter einer repräsentativen Aufwuchskörpermenge bestimmt:

- TS – Gehalt / oTS Gehalt [g/L],
- Gesamtzellzahl GZZ [GZZ/L],
- Proteingehalt [g/L],
- Heterotrophe Aktivität als Fluoreszeinbildungsrate FDA [mmol/(L\*h)],
- Nitrifikationspotenzial [g NO<sub>2</sub>-N/(L\*h)],
- Denitrifikationspotenzial [μmol N<sub>2</sub>O-N/(L\*h)].

Die zu untersuchenden Biofilmproben wurden direkt aus den WSB<sup>®</sup> - Reaktoren entnommen, im feuchten Milieu und in engliegender Position gekühlt transportiert. Somit konnte ein durch den Transport bedingter Biofilmbetrieb vermieden werden.

Einige Betrachtungen konnten mit intaktem Biofilm am Aufwuchskörper durchgeführt werden. Für andere Untersuchungen war es erforderlich, den Biofilm vom Aufwuchskörper zu lösen. Steinbrenner (2011) untersuchte hierfür verschiedene Methoden: Eine vollständige Ablösung des Biofilms konnte nur mittels 1 M NaOH / 1 %-iger SDS – Lösung bei 80 °C erreicht werden. Der Biofilm verändert sich unter den extremen Bedingungen zu stark. Die Bakterienzellen platzen. Die Methode wurde nur zur TS - und Protein – Bestimmung eingesetzt.

Um weitere Untersuchungen am Biofilm vornehmen zu können, wählte Steinbrenner (2011) schonendere Verfahren der Biofilmbilösung, mit denen die oberen lockeren Schichten abgelöst werden konnten, welche waren:

- Ablösen des Biofilms durch kräftiges Schütteln in 0,14 M NaCl – Lösung,
- Ablösen des Biofilms durch Ultraschall in 0,14 M NaCl –Lösung,
- Ablösen des Biofilms durch Rühren mittels Ultra – Turrax in 0,14 M NaCl – Lösung.

Steinbrenner (2011) stellte fest, dass das Abschütteln in der NaCl – Lösung die effektivste Methode darstellte. Im Bedarfsfall wurden die drei Methoden auch in Kombination angewandt. Um repräsentative Biofilmproben zu erhalten, setzte Steinbrenner (2011) für das Ablösen so viele Aufwuchskörper ein, dass der abgelöste Biofilm in der NaCl – Lösung einen TS – Gehalt von ca. 3 g/L ergab (z.B. 50 bewachsene Aufwuchskörper in 100 mL NaCl).

### **2.2.3.1 Trockensubstanz und organische Trockensubstanz**

Die Bestimmung der Trockensubstanz in der wässrigen Phase erfolgte nach DIN EN 12880 (2001).

Für die Bestimmung der Trockensubstanz am Biofilm wurden zwei Methoden angewandt. Es wurde die Trockensubstanz des oberen Teiles nach DIN EN 12880 (2001) durch schonendes Abschütteln mit NaCl – Lösung bestimmt. Im zweiten Schritt erfolgte die komplette Ablösung des Biofilms mit NaOH – Lösung. Steinbrenner (2011) führte die TS – Bestimmung mittels Differenzermittlung durch, indem die bei 105 °C getrockneten und mit Biofilm behafteten Aufwuchskörper gewogen wurden. Anschließend erfolgte das Ablösen des Biofilms mit NaOH. Die nun blanken Aufwuchskörper wurden erneut bei 105 °C gewogen. Die Differenz entspricht dem TS – Gehalt am Aufwuchskörper.

Die Auswertung von 133 Messwerten (siehe Anhang 2) ergab, dass durch Schütteln mit NaCl im Mittel  $52 \pm 15$  % des gesamt ablösbaren Biofilms vom Aufwuchskörper entfernt werden konnten.

Die organische Trockensubstanz oTS konnte nur von den oberen, in NaCl – Lösung abschüttelbaren Biofilmschichten durch Ermittlung des Glühverlustes (bei 550 °C) ermittelt werden.

### **2.2.3.2 Proteinbestimmung**

Die Bestimmung des Proteingehaltes des Biofilms erfolgte von den oberen Schichten (NaCl gelöster Biofilm) sowie vom mit NaOH abgelösten Gesamtbiofilm. Steinbrenner (2011) führte

die Proteinbestimmung nach Lowry et al. (1951), modifiziert nach Frølund et al. (1996), durch.

#### **2.2.3.3 Bestimmung der heterotrophen Aktivität als Fluoreszeinbildungsrate FDA**

Die mittels NaCl abgeschüttelten oberen Schichten des Biofilms sowie der nach dem Abschütteln verbleibende Restbiofilm konnte für die FDA – Ermittlung genutzt werden. Steinbrenner (2011) führte die Bestimmung des FDA – Umsatzes im Wesentlichen nach Obst, Holzapfel–Pschorn (1995) durch und testete mittels FDA – Umsatz die Esteraseaktivität des Biofilms, welche als Maß für die allgemeine heterotrophe Abbauaktivität betrachtet wird.

#### **2.2.3.4 Bestimmung des Nitrifikationspotenzials**

Das Nitrifikationspotenzial spiegelt die Fähigkeit der Nitrifikanten einer Lebensgemeinschaft unter optimalen Bedingungen (Nährstoffe, Sauerstoff, Temperatur von 28 °C) wider, Ammonium zu Nitrat zu oxidieren. Wie bei der Ermittlung der FDA wurden auch hier die oberen mittels NaCl abgeschüttelten Biofilmschichten sowie die unteren am Aufwuchskörper verbleibenden Schichten untersucht. Steinbrenner (2011) wandte die Methoden nach Remde und Tippmann (1998) an.

#### **2.2.3.5 Bestimmung des Denitrifikationspotenzials**

Das Denitrifikationspotenzial wurde durch Steinbrenner (2011) von der oberen mit NaCl abgeschüttelten Biofilmschicht nach Dahlke und Remde (1998) ermittelt.

#### **2.2.3.6 Bestimmung der Gesamtzellzahl GZZ**

Die Gesamtzellzahl konnte lediglich von den oberen mit NaCl ablösbaren Biofilmbestandteilen ermittelt werden. Steinbrenner (2011) bestimmte die Gesamtzellzahlen durch Auszählen von 10 zufällig gewählten Sehfeldern unter dem Fluoreszenzmikroskop.

### **2.3 Messung von Sauerstoffprofilen im Biofilm**

Die Messung der Sauerstoffprofile des Aufwuchskörpers erfolgten an der TU Dresden im Institut für Mikrobiologie nach der Versuchsanordnung und Durchführung durch Steinbrenner (2011): Während der Messung befand sich der Aufwuchskörper in einer Durchflussskammer,

die mit Sauerstoff gesättigten vorgereinigtem Abwasser betrieben wurde. Die Sauerstoffsättigung des im Kreislauf gepumpten Abwassers erfolgte mit dem Ziel, auch bei Sauerstoffsättigung im Abwasser anaerobe Bereiche im Biofilm nachzuweisen. Gemessen wurde die Sauerstoffsättigung von der Oberfläche des Biofilms beginnend bis in tiefere untere Schichten mit einem Sauerstoffmikrosensor (OX10). Apparatur und Software der Firma Unisense kamen zum Einsatz. Die Kalibrierung (0%-O<sub>2</sub>-Lösung: 0,1 M Natriumascorbat und 0,1 M NaOH; 100%-O<sub>2</sub>-Lösung: O<sub>2</sub>-gesättigtes Leitungswasser) und Messung wurde gemäß der Anleitung von Unisense durchgeführt. Da sich an einem Aufwuchskörper verschiedene Biofilmschichtdicken entwickeln, erfolgte die Sauerstoffprofilbestimmung an mehreren Messpunkten.

## 2.4 Auswerteverfahren zur Erstellung von Bilanzen

Zur Erstellung von Bilanzen in der biologischen Reinigungsstufe müssen zwei Komponenten berücksichtigt werden. Es kommen Massenbilanzen am Aufwuchskörper sowie in der suspendierten Phase zum Tragen. Hierfür ist es notwendig die Anzahl der Aufwuchskörper im Reaktor sowie das reale Wasservolumen unter Berücksichtigung des Verdrängungsvolumens des eingesetzten Aufwuchskörpermaterials zu ermitteln. Im Folgenden wird die Bestimmung der einzelnen Größen beschrieben.

### 2.4.1 Ermittlung der Mindestanzahl n von Aufwuchskörpern pro Liter Aufwuchskörper

Die Bestimmung der Mindestanzahl von Aufwuchskörpern je Liter Aufwuchskörpermaterial kann durch Auszählen oder Masseermittlung eines Aufwuchskörpers (Gl. 2.1) ermittelt werden, wenn seitens des Herstellers Informationen zur Schüttdichte vorliegen.

$$\text{Mindestträgeranzahl}[Stück / L] = \frac{\text{Mindestschüttdichte}[g / L]}{\text{Masse eines Trägers}[g / Stück]} \quad (\text{Gl. 2.1})$$

In Tabelle 2.3 sind für ausgewählte Aufwuchskörper die Anzahl Aufwuchskörper je Liter Schüttvolumen zusammengefasst dargestellt.



**Tabelle 2.3: Mindestaufwuchskörperzahl je Liter Aufwuchskörper für verschiedene Aufwuchskörpertypen und –materialien**

				Bestimmung Anzahl Aufwuchskörper		
Firma	Aufwuchskörpertyp	Schüttdichte nach Herstellerangaben	mittlere Masse eines Aufwuchskörpers nach Anhang 3	nach Formel (2.1) über die Schüttdichte	durch Auszählen nach Anhang 3	gewählt für weitere Betrachtungen
		[g/L]	[g/Stück]	[Stück/L]	[Stück/L]	[Stück/L]
AnoxKaldnes	K1	140	0,147	952	975	<b>952</b>
AnoxKaldnes	K2	95	0,583	163	166	<b>163</b>
AnoxKaldnes	K3	95	1,053	90	89	<b>90</b>
RVTPE	Bioflow 9 (BW)	145	0,203	714	712	<b>714</b>
RVTPE	Bioflow 9Ca (BW Ca)	k. A.	0,194	-	730	<b>730</b>
RVTPE	APK weiß	k. A.	0,418	-	194	<b>194</b>
RVTPE	APK grün	k. A.	0,431	-	174	<b>174</b>
AqWise	ABC4	150	0,384	391	420	<b>391</b>
Fränkische Rohrwerke	FrRW	k. A.	0,098	-	1178	<b>1178</b>
KVT	Picobells®	k. A.	2,718	-	65	<b>65</b>
Pfleiderer	Newpond	200	8,375	24	20	<b>24</b>
EMW	PORET® - aqua	k. A.	0,349	-	25	<b>25</b>

### 2.4.2 Ermittlung des Wasservolumens im Reaktor

Das Wasservolumen im Reaktor  $V_W$  ist die Differenz (Gl. 2.2) aus Reaktorvolumen  $V_R$  und dem durch den Aufwuchskörper verdrängtem Wasservolumen  $V_{VW}$ :

$$V_W = V_R - V_{VW} \quad [m^3] \quad (\text{Gl. 2.2})$$

Um das tatsächlich vorhandene Wasservolumen im Reaktor zu ermitteln, ist die Bestimmung des Volumens der Aufwuchskörper erforderlich. Das durch den Aufwuchskörper verdrängte Wasservolumen  $V_{VW}$  wird bestimmt aus dem Produkt (Gl. 2.3) des Füllgrades des Aufwuchskörpermaterials im Reaktor und den von der Aufwuchskörperart abhängigen Verdrängungsvolumen  $V_{VT}$ :

$$V_{VW} = \text{Füllgrad} [-] * V_{VT} [-] * V_R [m^3] \quad [m^3] \quad (\text{Gl. 2.3})$$

Der Füllgrad der Aufwuchskörper im Reaktor wird über das Verhältnis (Gl. 2.4) von Schüttvolumen der Aufwuchskörper zum Reaktorvolumen definiert:

$$\text{Füllgrad} = \frac{\text{Aufwuchskörperschüttvolumen } V_T [m^3]}{\text{Reaktorvolumen } V_R [m^3]} \quad [-] \quad (\text{Gl. 2.4})$$

Die Verdrängungsvolumina der Aufwuchskörperarten  $V_{VT}$  wurden in drei Versuchsreihen mit je drei Messungen experimentell ermittelt (siehe Anhang 3) und können Tabelle 2.4 entnommen werden. Für die Bestimmung des Verdrängungsvolumens wurde in eine Mensur 1 L Wasser gefüllt und dann 1 L Aufwuchskörpermaterial (Schüttvolumen) hinzugegeben und das Gesamtvolumen abgelesen. In einer zweiten Versuchsanordnung wurden zu dem Liter Wasser in der Mensur 500 mL Aufwuchskörper (50 % Füllgrad) hinzugegeben und das Gesamtvolumen abgelesen. In einer dritten Versuchsanordnung wurde der in den Versuchen angegebene Reaktorfüllgrad in ein Liter Wasser eingefüllt und das Gesamtvolumen abgelesen. Die beschriebenen Messungen der Einzelversuche wurden jeweils dreimal wiederholt. Die Ergebnisse der Versuche mit Teilfüllung wurden auf ein Liter Aufwuchskörper hochgerechnet und gemittelt.

**Tabelle 2.4: Prozentuale Verdrängungsvolumina verschiedener Aufwuchskörper von einem Liter Aufwuchskörper in einem Liter Wasser (experimentell ermittelt)**

Trägerhersteller	Trägertyp	mittleres Verdrängungsvolumen von 1 L Träger in 1 L Wasser
		[%]
AnoxKaldnes	K1	20
AnoxKaldnes	K2	12
RVTPE	Bioflow 9 (BW)	21
RVTPE	Bioflow 9Ca (BW Ca)	21
RVTPE	APK weiß	12
RVTPE	APK grün	12
AqWise	ABC4	23
Fränkische Rohrwerke	FrRW	22

### **3 Ergebnisse**

Mit dem Ziel den erforderlichen Energieeintrag zu bestimmen, wurden durch Weigelt (2008) im Labormaßstab Untersuchungen hinsichtlich der Beckengeometrie, Aufwuchskörpermaterialien (Material, Größe, Form, Dichte) durchgeführt. Der Einfluss von Einbauten auf die Ausbildung von Totzonen wurde ermittelt.

Für die Bestimmung abwassertechnischer und mikrobiologischer Größen wurden zwei Wege gewählt:

Im Labormaßstab wurden unter definierten Temperaturbedingungen vier Versuchsreaktoren (Volumenverhältnis des Reaktors ca. 1:250) mit dem Aufwuchskörpermaterial vom Fabrikat AnoxKaldnes Typ K1 bei unterschiedlichen Füllgraden und organischen Belastungen betrieben. Die Reaktoren wurden mit filtriertem Rohabwasser beschickt. Es erfolgten Untersuchungen zur Dauer der Biofilmbildung, zum Überschussschlammanfall, zur Schichtdickenermittlung und zu Abbauleistungen.

Als zweite Variante wurden Einfahrversuche im halbtechnischen Maßstab (Volumenverhältnis des Reaktors ca. 1:7) mit unterschiedlichen Aufwuchskörpermaterialien an zwei verschiedenen Standorten (KA Kaditz und KA Rochlitz) durchgeführt.

Zur Ermittlung des Abbauverhaltens bei unterschiedlichen Belastungen und Abwassertemperaturen unter Praxisbedingungen wurde eine Testanlage (Maßstab ca. 1:1) im Bypass auf der Kläranlage Lunzenau betrieben.

#### **3.1 Vergleich verwendeter Bestimmungsmethoden**

Der Ergebnisdiskussion wird der Vergleich verschiedener Bestimmungsmethoden vorangestellt. Für die Ermittlung bestimmter Parameter am Biofilm gibt es derzeit keine Einheitsverfahren nach DIN. So wurden, wie in Kapitel 2 beschrieben, zum Teil für einen Parameter je nach Fachmeinung verschiedene Bestimmungsmethoden angewandt.

##### **3.1.1 Proteinbestimmung**

Die Bestimmung des Proteingehaltes erfolgte analog mit dem Unterschied, dass die an der TU Dresden bestimmten Proben vorher getrocknet worden waren.

Eine Vergleichsmessung beider Methoden führte Noack mit Protein aus Rinderserumalbumin an der BTU Cottbus durch. Die Stammlösung wurde frisch hergestellt aus 10 mg Rinderserumalbumin auf 10 ml destilliertes Wasser. Jede Probe hat von der

Stammlösung die gleiche Menge von 50 µl erhalten. In Tabelle 3.1 sind die Messwerte zusammengefasst dargestellt.

**Tabelle 3.1: Vergleich der Proteinbestimmungsmethoden der BTU Cottbus und TU Dresden**

Probe	Proteinkonzentration [mg Protein / 7 mL]			prozentuale Abweichung
	Methode BTU	Methode TUD	Standard- abweichung	[%]
1	22,1	20,3	1,3	8
2	20,1	19,3	0,5	4
3	20,0	19,4	0,4	3
4	20,1	19,0	0,8	5
<b>Mittelwert:</b>	<b>20,6</b>	<b>19,5</b>	<b>0,7</b>	<b>5</b>

Abweichungen könnten durch fehlerhaftes Pipettieren verursacht werden.

Da die prozentuale Abweichung unter 10 %, im Mittel 5 % beträgt, wird in den weiteren Betrachtungen davon ausgegangen, dass die Methoden und deren Ergebnisse vergleichbar sind.

### 3.1.2 Ermittlung der Biomasse auf den Aufwuchskörpern

Als Größe für die Biomasse dient prinzipiell der Trockensubstanzgehalt (TS). Zunächst muss der Biofilm vom Aufwuchskörper gelöst werden. Hierfür wurden an der TU Dresden zwei Verfahren gewählt: schonendes Ablösen durch Schütteln mit NaCl und vollständiges Ablösen mittels NaOH. An der BTU Cottbus wurde der Biofilm nicht vom Aufwuchskörper gelöst.

Im Ergebnis liegen bei der TU Dresden zwei TS – Gehalte vor: der der oberen Schichten und der komplett abgelöste TS – Gehalt. Der organische Anteil an Trockensubstanz (oTS) konnte nur aus dem TS der oberen Schichten ermittelt werden. Als weitere Betrachtungsgröße für die sessile Biomasse dient der komplett abgelöste (NaOH) TS – Gehalt.

Bei der BTU Cottbus diene als Grundlage für die Biomasse auf den Aufwuchskörpern der Proteingehalt. Über eine Kalibrierkurve wurde über einen Faktor der oTS – Gehalt ermittelt.

In den nachfolgenden Betrachtungen werden die Ergebnisse auf die Versuchsreihen bezogen. Die Daten können nicht direkt miteinander verglichen werden. Bei der

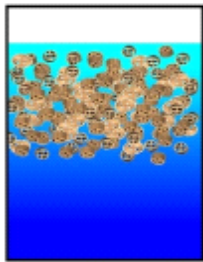
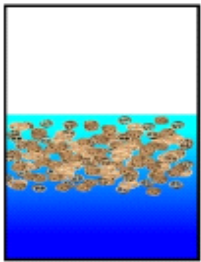
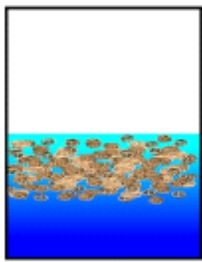
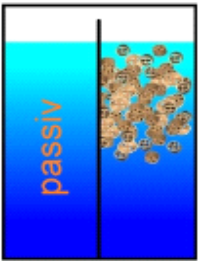
vollständigen Ablösung (NaOH) hat die TU Dresden den gesamten auf dem Aufwuchskörper vorhandene TS – Gehalt (anorganisch und organisch) ermittelt und die BTU Cottbus lediglich den organischen Anteil (oTS) über Proteinbestimmung. Ähnlich der klassischen Belebungsverfahren wird hiermit die Biomasse über Gesamt – TS (TUD) und über oTS (BTU) definiert.

### 3.2 Verfahrenstechnische Einflüsse auf Reaktorgestaltung und Wahl des Aufwuchskörpertyps

#### 3.2.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

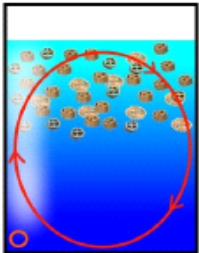
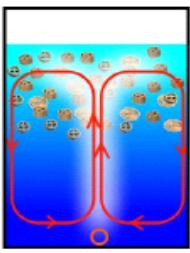
Die Durchführung der Strömungsversuche erfolgte im Technikum der Technischen Universität Chemnitz durch Weigelt (2008). Für die Versuche wurde ein Rundbecken gewählt, welches einen Durchmesser von 250 mm und eine Höhe von 350 mm besaß. Weigelt (2008) untersuchte vier Versuchsanordnungen, die hinsichtlich Wasserstand und Eintragsfläche variierten. Der Füllgrad des Aufwuchskörpermaterials betrug je 50 % des Reaktornutzvolumens (Zusammenstellung der Versuchsanordnungen siehe Abb. 3.1).

**Abb. 3.1: Versuchsanordnungen der Strömungsversuche an der TU Chemnitz**

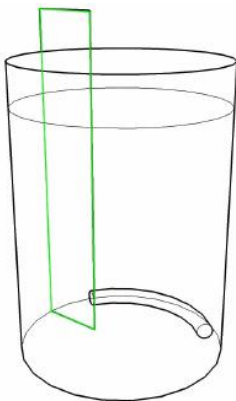
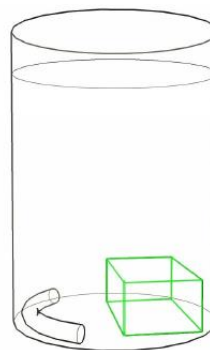
Bezeichnung	C-15-11	C-10-11	C-7,5-11	C-7,5-12
<b>Versuchs- anordnung, schematisch</b> <small>Abb. Weigelt (2008)</small>				
<b>Oberfläche [m²]</b>	0,049	0,049	0,049	0,025
<b>Wassertiefe [m]</b>	0,31	0,20	0,15	0,31
<b>Nutzvolumen [m³]</b>	0,015	0,010	0,0075	0,0075
<b>Verhältnis: Wassertiefe : Oberfläche</b>				
	1:6	1:4	1:3	1:12

Die Durchmischung des Aufwuchskörpermaterials im Reaktor erfolgte durch Eintrag von Druckluft mit einem Membranverdichter (Fabrikat Gardner Denver, Typ: YP-15A) über einen perforierten Schlauch, welcher am Beckenboden installiert worden war. Es wurden verschiedene Anordnungen der Belüfter gewählt (siehe Abb.3.2). Bei der Anordnung am Rand bildet sich eine Strömungswalze aus, die den gesamten Reaktorinhalt vollständig durchmischt. Bei mittiger Anordnung des Belüfterelementes sorgen zwei gegenläufige Strömungswalzen für die Durchmischung des Reaktorinhaltes.

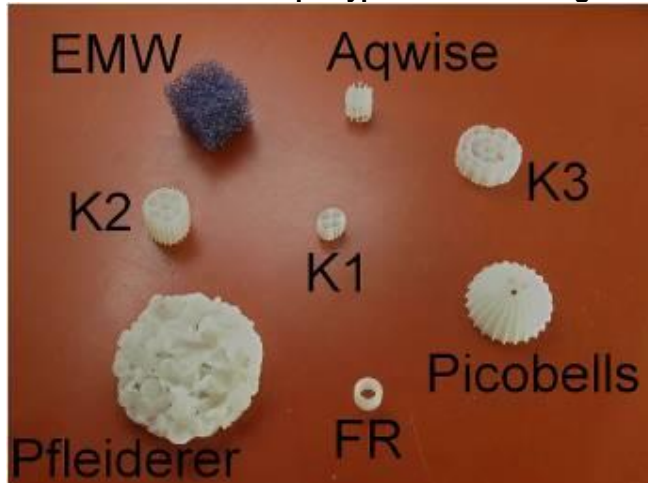
**Abb. 3.2: Anordnung der Belüfter im Versuchsreaktor**

Bezeichnung	C-R	C-M
<b>Versuchs- anordnung, schematisch</b> Abb. (Weigelt] 2008)		
<b>Belüftungs- anordnung</b>	am Rand	mittig

In der Praxis befinden sich zusätzliche Einbauten wie zum Beispiel das Luftverteilersystem am Beckenboden oder diverse Rohrmaterialien im Reaktorraum. Um deren Einflüsse auf das Ausbilden von Totzonen zu untersuchen, wurden zwei weitere Versuchsanordnungen gewählt. Für die Betrachtungen wurde der Reaktor mit einem Nutzvolumen von  $0,015 \text{ m}^3$  (siehe Abb. 3.1; C-15-11) mit der Belüfteranordnung am Rand (siehe Abb. 3.2; C-R) gewählt. Zum einen wurde eine zusätzliche Kunststoffwand (H x B =  $0,5 \text{ m} \times 0,08 \text{ m}$ , Wandstärke:  $0,0035 \text{ m}$ ) senkrecht im Reaktor befestigt (siehe Abb. 3.3), zum anderen wurde ein Quader auf dem Beckenboden befestigt (H x B x T =  $0,05 \text{ m} \times 0,095 \text{ m} \times 0,14 \text{ m}$ ) (siehe Abb. 3.4).

**Abb. 3.3: Einbau einer Kunststoffwand in C-15-11-R, Grafik: Weigelt****Abb. 3.4: Einbau eines Quaders in C-15-11-R, Grafik: Weigelt**

Für die Strömungsversuche wurden Aufwuchskörper unterschiedlicher Geometrie, Größe und Material verwendet (Größenvergleich siehe Abb. 3.5). Im Anhang 4 sind die Spezifikationen tabellarisch zusammengefasst.

**Abb. 3.5: Aufwuchskörpertypen der Strömungsversuche, Foto: Weigelt**

Für die Versuche wurde unbenutztes Aufwuchskörpermaterial verwendet. Die Zugabe von Entschäumer (Antispumin WA) im ppm – Bereich verminderte der herstellungsbedingte Oberflächenspannung. Die Belüftung erfolgte intermittierend (2 min Belüftung, 2 min Pause). Durch schrittweise Verringerung des Luftvolumenstromes konnte der kleinste Luftvolumenstrom definiert werden, bei dem gerade noch eine vollständige Verteilung der Aufwuchskörper im gesamten Reaktorraum erfolgte.

### 3.2.2 Einflussfaktoren auf die Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor

Beeinflusst wird die Durchmischbarkeit mittels Luftvolumenstrom durch Aufwuchskörpergröße, Behältergröße und Füllgrad. Die Versuchsanordnungen sind der Praxis im Kleinkläranlagenbau nachempfunden. Die Reaktoren sind in der Regel Rundbehälter mit oder ohne Mittelwänden, mit hohen und niedrigen Wasserständen. Die Anordnung der Belüfterelemente am Beckenboden kann mittig oder seitlich sein.

Um den Füllgrad als Variable auszuschließen, wurden die Versuche mit einem Füllgrad von 50 % durchgeführt. Eine Sonderstellung hat der EMW – Aufwuchskörper. Er unterscheidet sich von den anderen in Geometrie und Material. Die Form entspricht der eines Quaders. Das Material ist ein PU – Weichschaumstoff. Bei feinblasiger Druckbelüftung hat das Material den entscheidenden Nachteil, dass sich aufgrund der hohen Porosität viele Luftbläschen anlagern. Die Aufwuchskörper schweben lediglich als Block unter der Wasseroberfläche, lassen sich mittels feinblasiger Druckbelüftung nicht verwirbeln. In Tabelle 3.2 sind die Luftvolumenströme dargestellt, die zu einer vollständigen Durchmischung der Aufwuchskörper erforderlich sind. Abb. 3.6 zeigt sie schematisch.



**Tabelle 3.2: Erforderlicher Luftvolumenstrom und erreichter Durchmischungsgrad der Aufwuchskörper im Reaktor**

Versuchsreihe		C-7,5-12	C-15-11	C-10-11	C-15-11	C-10-11	C-7,5-11	C-7,5-11
Belüftungsanordnung		Rand	Rand	Rand	Mitte	Mitte	Rand	Mitte
K1	$Q_L$ [L/h]	236	322	331	326	294	413	403
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
K2	$Q_L$ [L/h]	313	339	333	397	427	458	458
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Picobell	$Q_L$ [L/h]	338	333	393	417	413	439	434
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Aqwise	$Q_L$ [L/h]	324	337	393	417	438	436	454
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
K3	$Q_L$ [L/h]	309	326	409	419	448	458	458
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Fränkische R.	$Q_L$ [L/h]	442	355	415	431	458	458	458
	Durchmischungsgrad	100%	100%	100%	100%	70%	100%	70%
Pfleiderer	$Q_L$ [L/h]	454	456	458	458	458	458	458
	Durchmischungsgrad	100%	70%	60%	0%	0%	0%	0%
EMW		keine Durchmischung						

Die Versuche zeigen (siehe Abb. 3.6), dass für eine energieoptimierte Wahl des WSB® - Reaktors, Behälter mit einem Wassertiefe : Behälterdurchmesser - Verhältnis von etwa 1:1 mit seitlich angeordneter Belüftung bevorzugt werden sollten. Ist die Wassertiefe wesentlich kleiner als der Behälterdurchmesser, so wird bis zum 1,7 – fachen an Luftvolumenstrom benötigt, um vollständige Durchmischung im Reaktor zu erreichen. Auch die mittige Anordnung der Belüftung wirkt sich auf den erforderlichen Luftvolumenstrom ungünstig aus. Beispielsweise konnte der Pfeleiderer Aufwuchskörper bei mittiger Belüftungsanordnung überhaupt nicht mehr und der Aufwuchskörper der Fränkischen Rohrwerke nicht vollständig durchmischt werden (vgl. Tabelle 3.2).

**Abb. 3.6: Schematische Darstellung des erforderlichen Luftvolumenstromes bis zur höchstmöglichen Durchmischung der Aufwuchskörper**

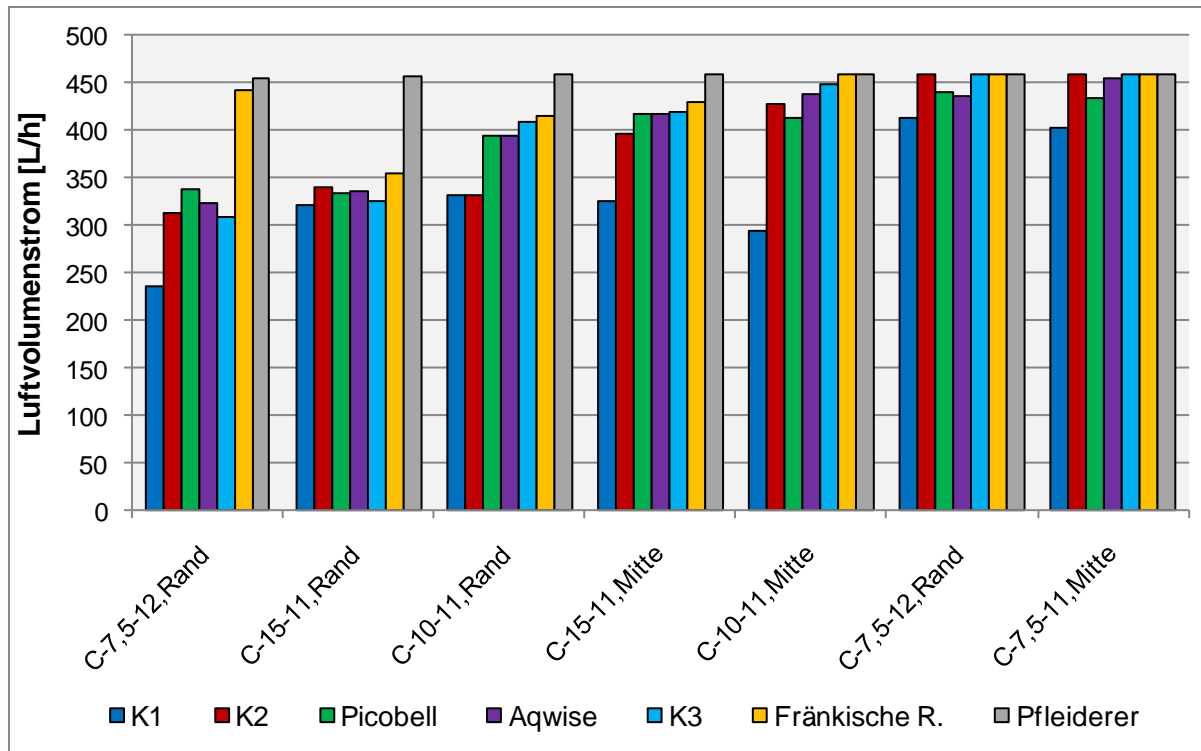
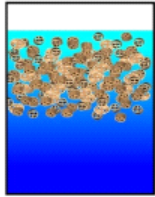
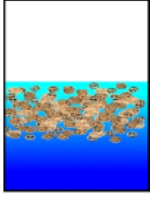
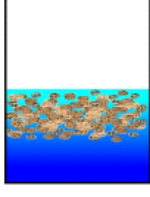
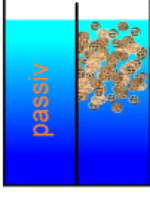


Tabelle 3.3 gibt die Eignung der Aufwuchskörpertypen wieder, die unter energetischem Gesichtspunkt für den entsprechenden Reaktortyp einsetzbar sind. K1 hat sich als energetisch günstigster Aufwuchskörper herauskristallisiert, gefolgt von K2. Picobells, Aqwise und K3 eignen sich für tiefe Reaktoren mit seitlicher Anordnung der Belüfter. Das Aufwuchskörpermateriale der Fränkischen Rohrwerke ist aufgrund seiner geringeren Dichte nur bedingt bei Reaktoren mit seitlicher Belüftungsanordnung einsetzbar. Der Aufwuchskörpertyp von Pfeleiderer ist durch seine Geometrie für die Testreaktoren nicht verwendbar.

Tabelle 3.3: Bewertung der Eignung der Aufwuchskörper je Reaktortyp und Lüfteranordnung

Versuchsreihe	C-15-11		C-10-11		C-7,5-11		C-7,5-12
Prinzipskizze							
Belüftungsanordnung	Rand	Mitte	Rand	Mitte	Rand	Mitte	Rand
K1	++	++	++	+++	+	+	+++
K2	++	+	++	+	+	+	++
Picobell	++	+	+	+	+	+	++
Aqwise	++	+	+	+	+	+	++
K3	++	+	+	+	+	+	++
Fränkische R.	+	+	+	-	+	-	+
Pfleiderer	-	-	-	-	-	-	+

- +++ Aufwuchskörpertyp ist sehr gut geeignet (erforderlicher  $Q_L \leq 300 \text{ L/h}$ )  
 ++ Aufwuchskörpertyp ist gut geeignet (erforderlicher  $Q_L \geq 300 \text{ L/h} - 350 \text{ L/h}$ )  
 + Aufwuchskörpertyp ist bedingt geeignet (erforderlicher  $Q_L \geq 350 \text{ L/h} - 400 \text{ L/h}$ )  
 - Aufwuchskörpertyp ist nicht geeignet (keine vollständige Durchmischung)

Bei der Ausbildung dünner Biofilmschichtdicken stellte Weigelt (2008) fest, dass die Eigenschaften der Aufwuchskörper nahezu unverändert bleiben. Bei Ausbildung größerer Biofilmschichtdicken verändern sich die Eigenschaften der Aufwuchskörper, sodass eine Einzelfallbetrachtung durchgeführt werden sollte.

### 3.2.3 Ermittlung des günstigsten Füllgrades der Aufwuchskörper im Reaktor

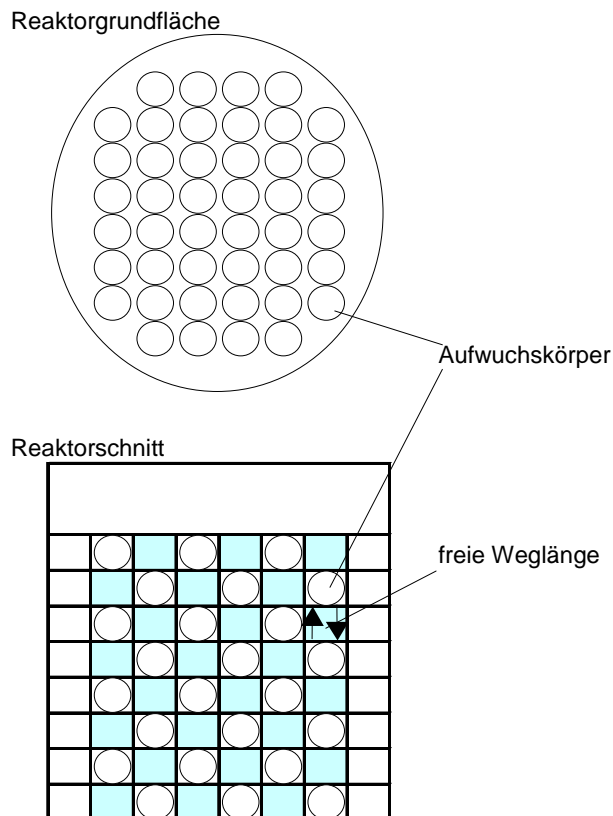
Die vorangegangenen Versuche haben gezeigt, dass die Aufwuchskörpergeometrie entscheidenden Einfluss auf die Durchmischung im Reaktor hat.

Ein wichtiges Kriterium für die Funktionssicherheit des WSB<sup>®</sup> - Verfahrens ist der Füllgrad. Er wird als Verhältnis des Schüttvolumens der Aufwuchskörper zum Reaktorvolumen definiert (siehe Gl. 3.7). Energieeinträge mittels Belüftung oder durch Rühren bewirken Zusammenstöße zwischen Aufwuchskörpern und damit eine gewisse Abrasion besonders an der Außenfläche des Biofilms. Das führt zur Bildung feindisperser Stoffe (Suspensa), die nur schwer koagulieren und ausflocken. Ihre Abtrennung in der Nachklärung ist nicht sicher. Die Folge sind Feststoffaustrag und erhöhter CSB – Wert im Ablauf. Um das zu verhindern werden WSB<sup>®</sup> - Anlagen mit Füllgraden zwischen 30 % und 50 % betrieben.

Nachfolgend wird untersucht, welcher Füllgrad in Abhängigkeit von Aufwuchskörper- und Reaktorgeometrie am günstigsten ist.

Den Betrachtungen liegt ein Vergleich der mittleren freien Weglänge der Aufwuchskörper im Zusammenhang mit der Reaktorgeometrie zu Grunde. Als mittlere freie Weglänge wird in diesem Fall die durchschnittliche Weglänge, die ein Teilchen ohne Wechselwirkung mit anderen Teilchen zurücklegt, bezeichnet. Zur modellhaften Untersuchung werden die Aufwuchskörper als Kugeln behandelt, wobei die beiden größten Dimensionen (z.B. Durchmesser, Länge) zur Ermittlung eines äquivalenten Kugeldurchmessers  $d_{K,\text{äqu}}$  dienen. Geprüft wird die freie Weglänge über die Fläche des Reaktors sowie über dessen Wassertiefe (siehe Abb. 3.7).

**Abb. 3.7: Schema: freie Weglänge**



Zur Ermittlung des günstigsten Füllgrades eines Aufwuchskörpertyps wird der Umfang des Rechteckes der beiden größten Dimensionen zur vereinfachten Ermittlung des äquivalenten Kugeldurchmessers  $d_{K,\text{äqu}}$  herangezogen (siehe Abb. 3.8). Der äquivalente Kugeldurchmessers  $d_{K,\text{äqu}}$  wird nach Gleichung (3.1) berechnet.

**Abb. 3.8: Äquivalenter Kugeldurchmesser  $d_{K,\ddot{a}qu}$  eines Aufwuchskörpers**

■

$$d_{K,\ddot{a}qu} = \sqrt{L^2 + d^2} \quad [\text{m}]$$

(Gl. 3.1)

Aus dem äquivalenten Kugeldurchmesser erfolgt die Berechnung der äquivalenten projizierten Kreisoberfläche des Aufwuchskörpers nach Gleichung (3.2):

$$A_{K,\ddot{a}qu} = \frac{\pi}{4} d_{K,\ddot{a}qu}^2 \quad [\text{m}^2] \quad (\text{Gl. 3.2})$$

Die maximale Aufwuchskörperanzahl  $n_{K,\ddot{a}qu}$ , die sich nebeneinander über die Reaktoroberfläche verteilt, befinden können, errechnet sich aus dem Verhältnis von Reaktoroberfläche  $A_o$  zu äquivalenter Kreisoberfläche (Gl. 3.3) (vgl. Abb. 3.7 oben):

$$n_{K,\ddot{a}qu} = \frac{A_o}{A_{K,\ddot{a}qu}} \quad [\text{Stück}] \quad (\text{Gl. 3.3})$$

Unter Beachtung der freien Weglänge, die 50 % der Wassertiefe beträgt, berechnet sich die Aufwuchskörperanzahl  $n_{Wt}$  über die Wassertiefe  $h$  nach Gleichung (Gl. 3.4):

$$n_{Wt} = \frac{h}{2 * d_{K,\ddot{a}qu}} \quad [\text{Stück}] \quad (\text{Gl. 3.4})$$

Die maximale Gesamtanzahl der Aufwuchskörper im Reaktor  $n_R$  wird aus dem Produkt von Anzahl der Körper je Reaktoroberfläche und Anzahl der Aufwuchskörper über die Wassertiefe entsprechend Gleichung (Gl. 3.5) gebildet:

$$n_R = n_{K,\ddot{a}qu} * n_{Wt} \quad [\text{Stück}] \quad (\text{Gl. 3.5})$$

Aus Tabelle 2.3 ist die Anzahl  $n$  der Aufwuchskörper je Liter Schüttvolumen bekannt. Über das Verhältnis der maximalen Gesamtanzahl der Aufwuchskörper im Reaktor  $n_R$  und der Anzahl  $n$  der Aufwuchskörper je Liter / Kubikmeter Schüttvolumen errechnet sich das maximale Aufwuchskörpervolumen im Reaktor  $V_{TR}$  (Gl. 3.6). Aus dem Verhältnis des maximalen Aufwuchskörpervolumens im Reaktor und dem Reaktorvolumens  $V_R$  ergibt sich der günstigste Füllgrad unter Berücksichtigung der freien Weglänge (Gl. 3.7).

$$V_{TR} = \frac{n_R}{n} \quad [\text{L/m}^3] \quad (\text{Gl. 3.6})$$

$$\text{Füllgrad} = \frac{V_{TR}}{V_R} * 100 \quad [\%] \quad (\text{Gl. 3.7})$$

Für die Strömungsversuche C-15-11, C-10-11, C-7,5-11 und C-7,5-12 werden auf Grundlage der Gleichungen 3.1 bis 3.7 die günstigsten Füllgrade rechnerisch ermittelt und in Tabelle 3.4 zusammengefasst dargestellt.

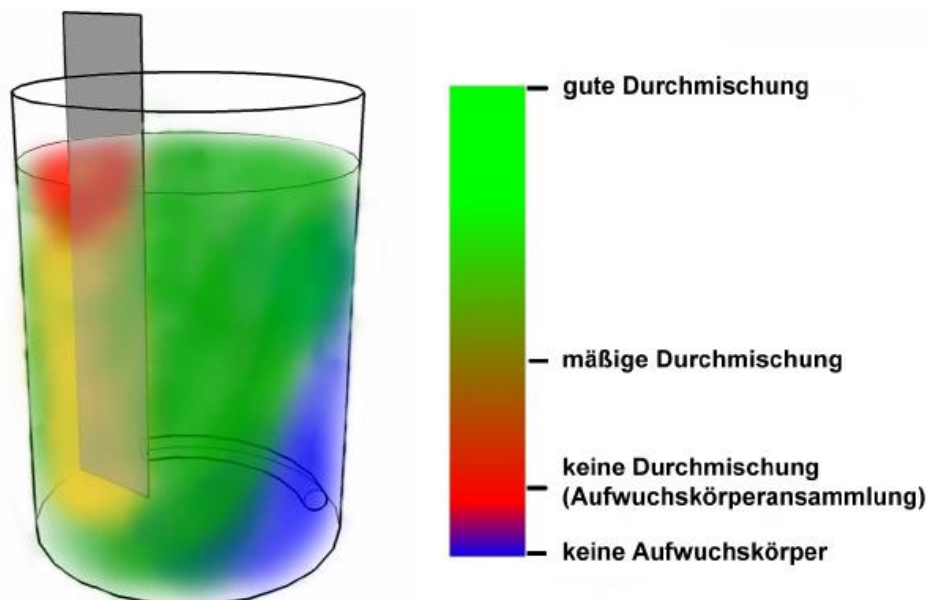
**Tabelle 3.4: Günstigste Füllgrade unter Berücksichtigung der freien Weglänge, Behälter- und Aufwuchskörpergeometrie**

Reaktortyp			für C-15-11: $A_o = 0,049 \text{ m}^2$ $w_t = 0,31 \text{ m}$	für C-10-11: $A_o = 0,049 \text{ m}^2$ $w_t = 0,2 \text{ m}$	für C-7,5-11: $A_o = 0,049 \text{ m}^2$ $w_t = 0,15 \text{ m}$	für C-7,5-12: $A_o = 0,025 \text{ m}^2$ $w_t = 0,31 \text{ m}$
Hersteller	Typ	max. Abmessungen nach A02-03	Günstigster Trägerfüllgrad im Reaktor für das WSB® - Verfahren	Günstigster Trägerfüllgrad im Reaktor für das WSB® - Verfahren	Günstigster Trägerfüllgrad im Reaktor für das WSB® - Verfahren	Günstigster Trägerfüllgrad im Reaktor für das WSB® - Verfahren
		[mm]	[%]	[%]	[%]	[%]
AnoxKaldnes	K1	$L = 7,2$ $d_{\max} = 10,7$	31%	28%	27%	31%
	K2	$L = 14,7$ $d_{\max} = 17,8$	28%	29%	29%	28%
	K3	$L = 11,9$ $d_{\max} = 25,4$	29%	27%	24%	29%
AqWise	ABC4	$L = 12,8$ $d_{\max} = 12,1$	27%	26%	28%	27%
Fränkische Rohrwerke	Filterelement PEHD 6,5	$L = 8,0$ $d_{\max} = 9,5$	27%	28%	28%	27%
KVT	Picobells®	$L = 15,5$ $d_{\max} = 32,0$	20%	15%	21%	20%
Pfleiderer	Newpond	$L = 12,9$ $d_{\max} = 52,5$	14%	11%	14%	13%
EMW	PORET® -aqua	$H = 24,8$ $B = 24,8$ $T_{\max} = 25,4$	52%	40%	53%	52%

### 3.2.4 Einfluss von Einbauten auf die Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor

In jedem Reaktor befinden sich verfahrenstechnisch bedingt Einbauten. Das sind beispielsweise getauchte Rohrleitungen, Luftleitungen, Befestigungsmaterial, bei Nachrüstungen von Anlagen können Einbauten vorhanden sein oder werden zur Volumenverkleinerung des Bioreaktors installiert. Um deren Einfluss auf die Durchmischung bzw. das Ausbilden von Toträumen zu ermitteln, wurde der Grundversuchsaufbau C-15-11 (siehe Abb. 3.1) modifiziert. Als Aufwuchskörpertyp wurde K1 gewählt. Es sei darauf hingewiesen, dass die Beurteilung der Durchmischung der beiden nachfolgenden Versuchsanordnungen visuell erfolgt ist. Ein Tracer wurde nicht verwendet.

**Abb. 3.9: Einfluss einer Trennwand auf das Durchmischungsverhalten von K1 im Reaktor C-15-11, Abb. Weigelt**

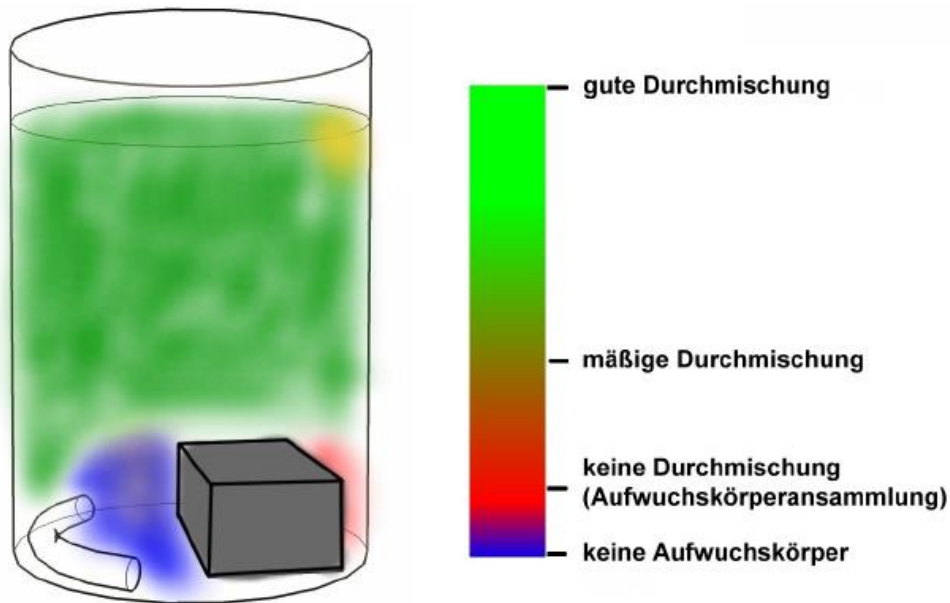


Aus Abb.3.9 wird ersichtlich, dass der Einbau einer Wand über die gesamte Beckentiefe Einfluss auf die Gesamtströmung im Reaktor ausübt. Es kann festgestellt werden, dass die Durchmischung von drei Viertel des Reaktors vor der Wand gut funktionierte. Dennoch wurde ca. ein Viertel des Reaktorvolumens negativ beeinflusst. Hinter der Wand unter der Wasseroberfläche bildete sich ein Totraum aus. Weiterhin wurde die Strömung hinter der Wand abgelenkt, sodass auf der gegenüber liegenden Seite die Strömung so gering war, dass die Aufwuchskörper schon ab halber Wassertiefe begannen, aufwärts zu treiben. Es bildete sich eine Zone frei von Aufwuchskörpern aus.

Zonen, in denen keine Bewegung der Aufwuchskörper vorhanden ist, sind minimal. Während des Betriebes sind die sich ausbildenden Toträume am Reaktorboden auf Schlammablagerungen zu untersuchen und ggf. zu reinigen.

Ein zweiter Versuchsaufbau zeigt den Einfluss von Einbauten am Beckenboden, simuliert mit einem Quader.

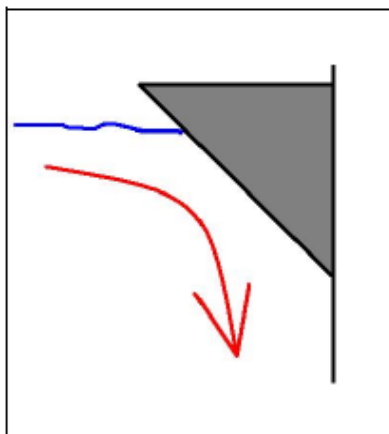
**Abb. 3.10: Einfluss von Einbauten am Beckenboden auf das Durchmischungsverhalten von K1 im Reaktor C-15-11, Abb. Weigelt (2008)**



Oberhalb des Körpers ist ein sehr gutes Durchmischungsverhalten der Aufwuchskörper im Reaktor zu beobachten (siehe Abb. 3.10). Im Bereich zwischen der Belüftungseinrichtung und dem installierten Körper befinden sich keine Aufwuchskörper. Hinter dem Quader zur Reaktorwand sammeln sich Aufwuchskörper an, die nicht durchmischt werden. Da sich Toträume am Beckenboden ausbilden, ist hier mit Schlammablagerung zu rechnen.

Positiv auf das Strömungsverhalten wirken sich Strömungsumlenker (siehe Abb. 3.11) aus. Sie sorgen für eine kontinuierliche Umlenkung der Strömung und verhindern somit eine Ansammlung der Aufwuchskörper am Beckenrand.

**Abb. 3.11: Strömungsumlenker C-15-11, Abb. Weigelt (2008)**





Strömungsumlenker könnten beispielsweise hinter Einbauten (siehe Beispiel Abb. 3.11) angebracht werden und damit der Entstehung von Toträumen entgegen wirken.

### 3.3 Untersuchungsprogramm

Da die Versuche auf verschiedenen Kläranlagen durchgeführt wurden, wird im Folgenden auf die Zusammensetzung der Abwässer der jeweiligen Versuchsreihen eingegangen.

Für die Bildung von Bakterien - Biomasse wird von folgender Bruttoformel ausgegangen (Röske, Uhlmann 2005):

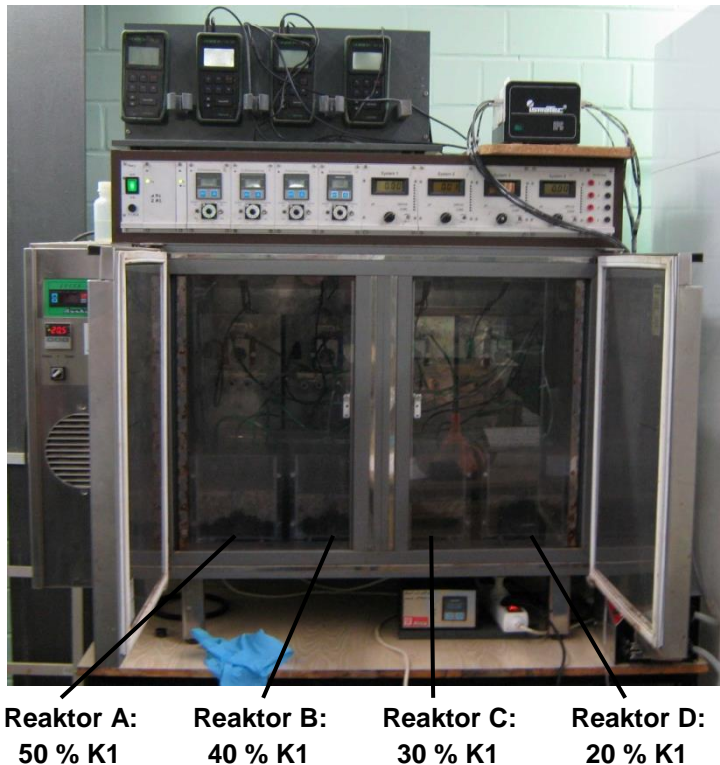


Bei Belebungsanlagen wird der  $\text{BSB}_5$  – Endwert nach einer Aufenthaltszeit von 2 bis 3 Stunden erreicht (ATV 1997). In konditionierten Biofilm – Reaktoren stellt sich eine konstante Abbaurate bereits nach einer Aufenthaltszeit von 15 Minuten ein (Hesse 2001). Die Verweildauer in den Reaktoren betrug im Minimum vier Stunden und wird somit nicht zum begrenzenden Faktor.

#### 3.3.1 Anlagen im Labormaßstab

##### 3.3.1.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

In einem Thermostatschrank (siehe Abb. 3.12) im Labor der BTU Cottbus wurden vier Reaktoren unter definierten Temperaturbedingungen mit unterschiedlichen Füllgraden (Reaktor A mit 50 %, Reaktor B mit 40 %, Reaktor C mit 30 % und Reaktor D mit 20 %) des Aufwuchskörpers Typ K1 durch Noack (2010) betrieben. Die lichten Innenmaße eines Reaktors betrugen  $L \times B \times H = 0,31 \text{ m} \times 0,16 \text{ m} \times 0,16 \text{ m}$ . Bei einer Wassertiefe von ca. 0,081 m ergibt sich das Nutzvolumen zu vier Liter je Reaktor.

**Abb. 3.12: Versuchsreaktoren im Thermostatschrank**

Für die Versuche wurde vorgereinigtes Abwasser aus der Großkläranlage Cottbus verwendet, welches nach der Vorklärung entnommen worden war. Die Beschickung der vier Versuchsreaktoren erfolgte kontinuierlich über eine Pumpe. Die Saugleitung war zum Rückhalt von Feststoffteilchen mit einem engmaschigen Baumwolltuch versehen. So gelangten vorwiegend gelöste Substanzen in die Reaktoren mit folgenden mittleren Zulaufkonzentrationen:

BSB<sub>5</sub>:  $189 \pm 50$  mg/L

CSB:  $290 \pm 81$  mg/L

N<sub>ges</sub>:  $93 \pm 24$  mg/L

P<sub>ges</sub>:  $6 \pm 2$  mg/L

TS<sub>0</sub>:  $104 \pm 33$  mg/L

Das Abwasser ist mit einem BSB<sub>5</sub>/CSB – Zulaufverhältnis von 0,7 als sehr gut biologisch abbaubar zu bewerten. Gemäß der Faustformel für das C:N:P – Verhältnis bei der Abwasserreinigung gilt BSB<sub>5</sub>:N:P = 100:5:1. Das BSB<sub>5</sub>:N:P – Verhältnis beträgt 32:16:1. Stickstoff und Phosphor stellen keine begrenzenden Faktoren für das Biomassewachstum dar. Der Feststoffgehalt im Zulauf TS<sub>0</sub> war feindispers, d. h. es gab keine absetzbaren Flocken.

Um einen pH – Abfall in den Reaktoren unter 6,5 zu vermeiden, erfolgte bei Bedarf die Einstellung des pH – Wertes im Zulaufkanister über die Dosierung von NaOH.

Unterschiedlich gewählte Schlauchdurchmesser ermöglichten die Regelung der Beschickungsmenge für die einzelnen Reaktoren A bis D. Während des Versuchszeitraumes wurden die Durchflussmengen in regelmäßigen Abständen (ca. 14 Tage) justiert. Die Ableitung des gereinigten Abwassers erfolgte über eine Saugleitung. Deren Eintauchtiefe war so eingestellt, dass die Wassertiefe im Reaktor konstant blieb. Das Belüftungssystem diente einerseits der Bereitstellung von Sauerstoff für die aeroben Prozesse und musste andererseits genügend Energie eintragen, um die vollständige Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor sowie die Entfernung von Überschussschlamm sicherzustellen. Zur Lufterzeugung stand für je zwei Reaktoren (A und B / C und D) ein Membranverdichter (Fabrikat: Gardner Denver, Typ: LP80H) zur Verfügung. Im Arbeitspunkt betrug der Luftvolumenstrom ca. 6 m<sup>3</sup>/h. Die Luftverteilung in den einzelnen Reaktoren erfolgte feinblasig mit prismenförmigen handelsüblichen Aquarienlüftersteinen, die mittig am Reaktorboden fixiert worden waren. Reguliert werden konnten die Luftvolumenströme in die einzelnen Reaktoren mittels Schlauchklemmen. Während der Belüftungsphase bildeten sich zwei gegenläufige Strömungswalzen aus. Die Belüftung erfolgte intermittierend. Die Belüftungsdauer wurde in Abhängigkeit von der organischen Belastung gewählt.

Die mit unterschiedlichem Aufwuchskörperfüllgrad ausgestatteten Reaktoren wurden bei konstanter Temperatur mit einer definierten Oberflächenbelastung beaufschlagt, die durch unterschiedliche Volumenströme (siehe Tabelle: 3.5) realisiert worden war.

**Tabelle 3.5: Laborversuchsreihen unter definierten Temperaturen und BSB<sub>5</sub> - Oberflächenbelastungen**

Versuchsreihe		CB-0,5	CB-1,0	CB-2,0	CB-3,0	CB-4,0	CB-5,0
Flächenbelastung	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	0,5	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0
<b>Abwasserzufluss</b>							
Reaktor A (50 % Füllgrad)	[L/d]	1,7 ± 0	4,2 ± 0	7,7 ± 0	12,6 ± 0	18,9 ± 3,7	26,3 ± 0,8
Aufenthaltszeit t <sub>A</sub>	[h]	56	23	12	8	5	4
Reaktor B (40 % Füllgrad)	[L/d]	1,4 ± 0	3,0 ± 0	6,7 ± 0	10,9 ± 0	16,1 ± 1,2	21,2 ± 0,7
Aufenthaltszeit t <sub>A</sub>	[h]	69	32	14	9	6	5
Reaktor C (30 % Füllgrad)	[L/d]	1,3 ± 0	2,5 ± 0	5,6 ± 0	8,9 ± 0	12,0 ± 0,8	17,2 ± 1,3
Aufenthaltszeit t <sub>A</sub>	[h]	74	38	17	11	8	6
Reaktor D (20 % Füllgrad)	[L/d]	0,9 ± 0	1,6 ± 0	3,4 ± 0	5,4 ± 0	8,2 ± 0,6	10,5 ± 0,6
Aufenthaltszeit t <sub>A</sub>	[h]	107	60	28	18	12	9

Für Bilanzierungen der einzelnen Reaktoren werden die Daten, die am Aufwuchskörper ermittelt worden sind und die der suspendierten Phase getrennt betrachtet. Durch das unterschiedliche Verdrängungsvolumen der Aufwuchskörper sind in den Reaktoren die Wasseranteile unterschiedlich. Für den Aufwuchskörper K 1 wird entsprechend Tabelle 2.3 von 952 Stück je Liter Aufwuchskörper ausgegangen. Die spezifische Oberfläche beträgt  $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . Das durch den Aufwuchskörper verdrängte Wasservolumen wurde mit 20 % vom Schüttvolumen des Aufwuchskörpers ermittelt (siehe Anhang 3). Die für die Bilanzierung zu Grunde gelegten Daten sind in Tabelle 3.6 zusammengefasst.

**Tabelle 3.6: Reaktordaten**

Reaktor	A	B	C	D
Füllgrad [%]	50	40	30	20
Schüttvolumen des Trägers im Reaktor $V_T$ [L]	2,0	1,6	1,2	0,8
installierte Trägeroberfläche im Reaktor $A_T$ [m <sup>2</sup> ]	1,0	0,8	0,6	0,4
Anzahl der Träger im Reaktor $n$ [Stück]	1904	1523	1142	762
Wasservolumen im Reaktor $V_W$ [L]	3,60	3,68	3,76	3,84

Im Untersuchungskomplex 1 wurde der Einfluss der Temperatur bei konstanter Oberflächenbelastung untersucht und im Untersuchungskomplex 2 der Einfluss der Oberflächenbelastung bei konstanter Temperatur.

	<u>Untersuchungskomplex 1</u>	<u>Untersuchungskomplex 2</u>
<b>Oberflächenbelastung:</b>	konstant	variabel
<b><math>B_{A,BSB_5}</math>:</b>	0,5 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)	0,5 bis 5,0 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)
<b>Temperatur:</b>	variabel	konstant
<b>T:</b>	5 bis 30 °C	20 °C

Die Messwerte sind Anhang 5 zu entnehmen.

### 3.3.1.2 Einfluss der Temperatur bei konstanter Oberflächenbelastung

Der erste Untersuchungskomplex befasst sich mit der Biomassebildung am Aufwuchskörper und in der wässrigen Phase bei konstanter Oberflächenbelastung von 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d), variabler Temperatur sowie der Entwicklung der Ablaufwerte. Die unbewachsenen Aufwuchskörper wurden bei einer Temperatur von 20 °C eingefahren (CB-0,5-VR01). Im weiteren Verlauf wurden die Temperaturen der vier Versuchsreaktoren in 5 K – Schritten bis auf 5 °C (CB-0,5-VR02 bis CB-05-VR04) abgesenkt.

Bei der anschließenden Versuchsreihe CB-0,5-VR05 wurde die Temperatur schlagartig von 5 °C auf 25 °C erhöht und in CB-0,5-VR06 auf 30 °C. Das hatte zur Folge, dass sich ein Großteil des Biofilms ablöste und die Anlage in CB-0,5-VR07 erneut bei einer Temperatur von 20 °C eingefahren werden musste. Danach wurde schrittweise auf 25 °C (CB-0,5-VR08) und 30 °C (CB-0,5-VR09) gesteigert. Der Sauerstoffgehalt in den Reaktoren lag bei der Belastung von 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) im Minimum bei 6 mg O<sub>2</sub>/L. Die Versuchsreihen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

(1) CB-0,5-VR01 (T = 20 °C)	12.10.2009 – 26.11.2009	(1. Messreihe),
(2) CB-0,5-VR02 (T = 15 °C)	03.12.2009 – 22.12.2009	(1. Messreihe),
(3) CB-0,5-VR03 (T = 10 °C)	23.12.2009 – 18.01.2010	(1. Messreihe),
(4) CB-0,5-VR04 (T = 5 °C)	21.01.2010 – 05.02.2010	(1. Messreihe),
(5) CB-0,5-VR05 (T = 25 °C)	08.02.2010 – 12.02.2010	(Temperaturschock),
(6) CB-0,5-VR06 (T = 30 °C)	17.02.2010 – 26.02.2010	(Temperaturschock),
(7) CB-0,5-VR07 (T = 20 °C)	01.03.2010 – 01.04.2010	(2. Messreihe),
(8) CB-0,5-VR08 (T = 25 °C)	06.04.2010 – 30.04.2010	(2. Messreihe),
(9) CB-0,5-VR09 (T = 30 °C)	4.05.2010 – 21.05.2010	(2. Messreihe).

An dieser Stelle werden die Umsetzung von Kohlenstoff und Ammoniumstickstoff betrachtet. Auf die Biomasseentwicklung im Biofilm und in der wässrigen Phase wird gesondert im Kapitel 3.4.1 eingegangen.

Während des Versuchszeitraumes betrug die TOC - Konzentration im Zulauf im Mittel  $103 \pm 26$  mg/L und der Ammonium – Stickstoff NH<sub>4</sub>-N  $73 \pm 17$  mg/L. Die Ammoniumoberflächenbelastung für alle Reaktoren lag zwischen 0,1 und 0,2 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d).

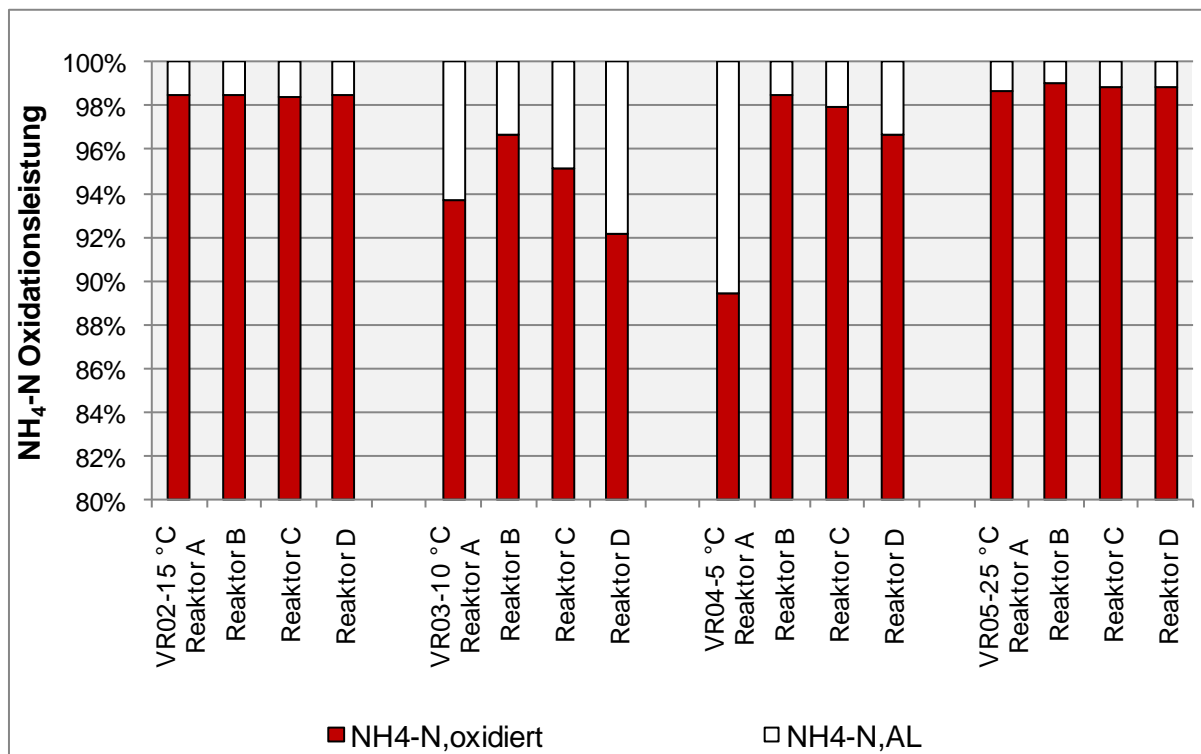
Im Ergebnis ist festzustellen, dass bei geringen Oberflächenbelastungen zwischen 0,3 bis 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) hinsichtlich des TOC – Abbaus Temperaturwechsel und Füllgrad der Reaktoren keinen nennenswerten Einfluss besitzen. Die mittleren Ablaufwerte für die Versuchsphase betrugen für

- Reaktor A:  $19 \pm 5$  mg TOC/L,
- Reaktor B:  $18 \pm 3$  mg TOC/L,
- Reaktor C:  $18 \pm 4$  mg TOC/L,
- Reaktor D:  $19 \pm 6$  mg TOC/L.

Anders als beim TOC – Abbau bedarf es bei der Ammoniumoxidation einer längeren Einfahrphase. Es kann festgestellt werden, dass bei Temperaturen größer 15 °C die  $\text{NH}_4\text{-N}$  – Oxidationsleistung unabhängig von Füllgrad der Aufwuchskörper in den Reaktoren 99 % beträgt.

Temperaturen unter 10 °C haben Einfluss auf die Ammoniumoxidation. Bei 10 °C bzw. 5 °C nimmt sie ab. Dennoch gibt es Unterschiede in den einzelnen Reaktoren (siehe Abb. 3.13). Nach kurzer Adaptionszeit ist festzustellen, dass trotz weiterer Temperaturabsenkung auf 5 °C die Reaktoren B, C und D mit Aufwuchskörperfüllgraden von maximal 40 % wieder Ammoniumumsätze um 98 % erreichen. Lediglich bei Reaktor A mit dem höchsten Füllgrad von 50 % sinkt die Oxidationsleistung weiter auf 89 %.

**Abb. 3.13: Einfluss der Temperatur und des Füllgrades bei konstanter Oberflächenbelastung von 0,5 g  $\text{BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , auf die  $\text{NH}_4\text{-N}$  – Oxidationsleistung (Versuchsreihenmittelwerte)**



Ursache hierfür kann die Zunahme an sessiler Biomasse angesehen werden (vgl. Kapitel 3.4.1). Während die sessile Biomassekonzentration der Reaktoren B, C und D während des Temperaturwechsels von 10 °C auf 5 °C unverändert bleibt, nimmt sie bei Reaktor A um 0,3 kg oTS/ $\text{m}^3_{\text{R}}$  zu. Mikroorganismen nutzen die größere zur Verfügung stehende Oberfläche zur Besiedelung und Beeinträchtigen damit die Aktivität der Nitrifikanten.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bei geringer konstanter Oberflächenbelastung von 0,5 g  $\text{BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  Temperatur und Reaktorfüllgrad keinen

Einfluss auf die Kohlenstoffeliminierung haben. Für die Umsetzung von Ammonium nimmt die Oxidationsleistung bei Temperaturwechsel von 15 °C auf 10 °C zunächst ab, stabilisiert sich dann bei 5 °C. Bei Reaktorfüllgraden von 20 %, 30 % und 40 % werden dann Reinigungsleistungen analog 15 °C erreicht. Die Versuche haben gezeigt, dass die Nitrifikationsleistung bei niedrigen Temperaturen durch Biomassezuwachs am Aufwuchskörper beeinträchtigt wird.

### 3.3.1.3 Einfluss der Oberflächenbelastung bei konstanter Temperatur

In weiteren Untersuchungen wurden Auswirkungen der Erhöhung der Oberflächenbelastung bei konstanter Temperatur von 20 °C bei unterschiedlichen Füllgraden betrachtet. Auch hierbei lag das Augenmerk auf der Biomasseentwicklung auf den Aufwuchskörpern und in der wässrigen Phase sowie auf den Abbauleistungen und der Überschussschlamm- bildung. Die  $BSB_5$  – Oberflächenbelastung wurde in den aufeinanderfolgenden Versuchsreihen jeweils um 1 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$  erhöht. Um Verwechslungen auszuschließen, werden die Versuchsreihen fortlaufend nummeriert:

(10) CB-1,0-VR10 (T = 20 °C)	25.05.2010 – 24.06.2010,
(11) CB-2,0-VR11 (T = 20 °C)	28.06.2010 – 26.07.2010,
(12) CB-3,0-VR12 (T = 20 °C)	28.07.2010 – 25.08.2010,
(13) CB-4,0-VR13 (T = 20 °C)	30.08.2010 – 08.11.2010,
(14) CB-5,0-VR14 (T = 20 °C)	12.11.2010 – 10.12.2010.

Die schrittweise Erhöhung der  $BSB_5$  – Flächenbelastung bei einer Temperatur von 20 °C beeinflusste die TOC – Abbauleistung nicht, welche ca. 80 % erreichte. Die mittleren Konzentrationen für die Versuchsphase betrugen:

- Zulauf: 99 ± 15 mg TOC/L,
- Reaktor A: 21 ± 2 mg TOC/L,
- Reaktor B: 20 ± 2 mg TOC/L,
- Reaktor C: 20 ± 3 mg TOC/L,
- Reaktor D: 18 ± 1 mg TOC/L.

In Abb. 3.14 sind die prozentualen Ammoniumumsätze der einzelnen Reaktoren in Abhängigkeit von der organischen und der Ammoniumflächenbelastung bei einer Temperatur von 20 °C dargestellt. Das  $NH_4-N$  :  $BSB_5$  – Verhältnis lag während der Versuchsreihen VR10 bis VR14 zwischen 0,3 und 0,4.

Die Versuche VR10 zeigen, dass der höchste Ammoniumumsatz von 98 % bei den geringsten Oberflächenbelastungen, um  $1,0 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  /  $0,25 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ , erzielt wird.

Belastungen bis  $2,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  /  $1,0 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  der Versuchsreihen VR11 und VR12 liefern stabile Ammoniumumsätze um 97 %.

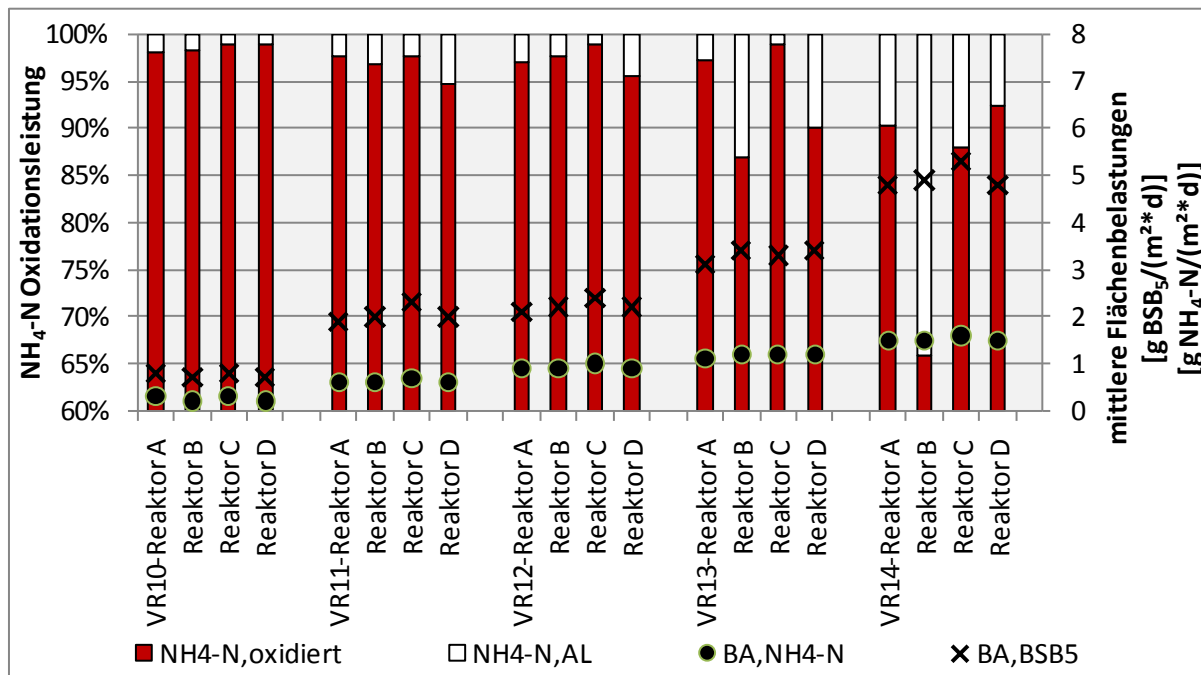
Oberflächenbelastungen über  $3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  /  $1,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  haben größeren Einfluss auf die Ammoniumumsatzrate und deren Schwankungsbreite. Das wird bei der Betrachtung der Ammoniumumsatzleistungen der Versuchsreihen VR13 und VR14 deutlich.

In der Versuchsreihe VR13 wurden die vier Reaktoren mit 3 bis  $3,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  /  $1,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  beaufschlagt. Die mittlere Umsatzleistung betrug 93 %, die Schwankungsbreite lag zwischen 89 % (Reaktoren B und D) und 98 % (Reaktoren A und C).

Noch höhere Belastungen um zwischen  $4,8$  und  $5,3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  /  $1,5 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  der Versuchsreihe VR14 verdeutlichen den Trend der Verringerung der Ammoniumumsatzleistung mit steigender organischer Belastung. Im Mittel beträgt die Umsatzleistung von Ammonium bei dieser Belastung ca. 84 %, wobei die Reaktoren A, C und D um die 90 % und der Reaktor B nur 66 % Ammoniumumsatz erreichten.

Ein kausaler Zusammenhang zwischen Füllgrad der einzelnen Reaktoren und der Ammoniumumsatzrate kann jedoch nicht hergestellt werden.

**Abb. 3.14: Einfluss der Oberflächenbelastung und des Füllgrades bei konstanter Temperatur von  $20^\circ\text{C}$  auf den  $\text{NH}_4\text{-N}$  – Umsatz (Versuchsreihenmittelwerte)**



Im Ergebnis ist festzustellen, dass zur sicheren Einhaltung der Ammoniumablaufwerte von unter  $10 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$  die organische Belastung  $3,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  und die  $\text{NH}_4\text{-N}$  –



Belastung  $1,2 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  nicht überschritten werden sollten. Bei Flächenbelastungen ab  $4,8 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  und  $1,5 \text{ g NH}_4\text{-N}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  konnten mittlere Ammoniumablaufwerte zwischen  $4,4$  und  $19,5 \text{ mg NH}_4\text{-N/L}$  in den einzelnen Reaktoren erzielt werden. Allerdings war die Streuung der Ablaufwerte ziemlich stark ausgeprägt.

Insgesamt kann die Aussage getroffen werden, dass die Temperaturanpassung der Mikroorganismen am Biofilm unter konstanten Lastbedingungen weniger Adaptionszeit erfordert als die Anpassung an höhere Lasten.

### **3.3.2 Anlagen im halbtechnischen und technischem Maßstab**

Um Daten unter Praxisbedingungen zu erhalten, wurden im Bypass von Großkläranlagen Versuchsreaktoren betrieben. Insgesamt können drei Versuchsanordnungen beschrieben werden:

- Einfahrverhalten verschiedener Aufwuchskörper im halbtechnischen Maßstab mit vorgereinigtem Abwasser auf den kommunalen Kläranlagen Kaditz und Rochlitz
- Tests zur Entwicklung der Nitrifikationsleistung bei niedrigen Temperaturen im halbtechnischen Maßstab in der Kühlzelle mit vorgereinigtem Abwasser aus der kommunalen Kläranlage Kaditz
- Abbauleistung bei verschiedenen Flächenbelastungen des Aufwuchskörpertyps K1 mit mechanisch vorgereinigtem Abwasser aus der Kläranlage Lunzenau im technischen Maßstab.

#### **3.3.2.1 Anlagen im halbtechnischen Maßstab**

##### **3.3.2.1.1 Versuchsanlagen KA Rochlitz und KA Kaditz**

###### **3.3.2.1.1.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung**

Ziel der Versuchsreihen war, die Einfahrzeiten verschiedener Aufwuchskörper zu vergleichen und materialspezifische Vorteile herauszufiltern.

Im Rahmen der Versuchsreihe wurden verschiedene am Markt befindliche und eigens für den Versuch hergestellte Aufwuchskörpermaterialien verwendet. Getestet wurden ausschließlich Aufwuchskörper mit einer Dichte ca.  $0,96 \text{ kg/dm}^3$ . Es wurden insgesamt drei Versuchsreihen gefahren: zwei Versuchsreihen auf der Kläranlage in Kaditz (K-1, K-2) (siehe Abb. 3.15) und eine Versuchsreihe auf der Kläranlage in Rochlitz (RL-3) (siehe Abb.3.16).

Die Versuchsreaktoren wiesen folgende Merkmale auf:

- Durchmesser innen: 400 mm
- Wassertiefe: 1.200 mm
- Nutzvolumen: 150 L

**Abb. 3.15: Einfahrversuche KA Kaditz**



**Abb. 3.16: Einfahrversuche KA Rochlitz**



Die Reaktoren wurden als Durchlaufreaktoren betrieben und mit einer definierten täglichen Abwassermenge beschickt. In Tabelle 3.7 sind die täglichen Zulaufmengen und Aufenthaltszeiten dargestellt. Die Beschickung der Reaktoren erfolgte mit mechanisch vorgereinigtem Rohabwasser (= Zulauf).

**Tabelle 3.7: Einfahrversuche mit verschiedenen Aufwuchskörpern: Zulaufmengen und Aufenthaltszeiten**

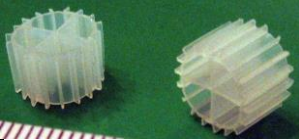
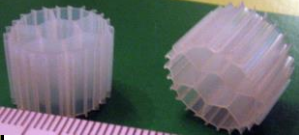
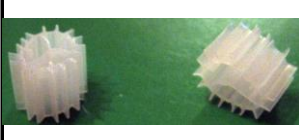

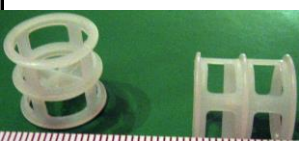



Versuchsreihe	Reaktor	Zulaufmenge	Aufenthaltszeit im Reaktor
		$Q_d$ [m³/d]	$t_A$ [h]
K-1	R1	0,324	11
	R2	0,324	11
	R3	0,324	11
	R4	0,324	11
K-2	R1	0,499	7
	R2	0,499	7
	R3	0,499	7
	R4	0,499	7
RL-3	R1	0,527	7

	R2	0,179	20
	R3	0,179	20
	R4	0,527	7

Die Ablaufproben entsprechen dem Ablauf der Reaktoren, d. h. ohne separate Nachklärung. Zur Bestimmung der chemischen Parameter erfolgte eine Filtration der Proben über Papierfilter.

In Tabelle 3.8 sowie im Anhang 3 sind die wesentlichen Merkmale der verwendeten Aufwuchskörpermaterialien in den Reaktoren aufgeführt.

**Tabelle 3.8: Einfahrversuche – verwendete Aufwuchskörpermaterialien**

Trägertyp	Füllgrad im Reaktor	Schüttvolumen des Trägers im Reaktor $V_T$	installierte Trägerfläche im Reaktor $A_T$	Anzahl n der Träger im Reaktor	Wasservolumen im Reaktor $V_w$	Foto
	[%]	[L]	[m <sup>2</sup> ]	[Stück]	[L]	
K1	34	51	25,5	48.552	140	
K2 (K-1)	55	83	29,05	13.531	140	
K2 (K-2)	49	73	25,55	11.899	141	
BW	34	51	25,5	36.414	139	
BWCa	34	51	25,5	37.230	139	
APK weiß	20	30	9,4	5.907	146	
APK grün	20	30	9,4	5.298	146	
ABC4	28	42	25,5	16.598	140	

Die Aufwuchskörper K1, K2, Bioflow 9 (BW) und ABC4 (Fabrikat AqWise) sind handelsübliche Aufwuchskörpermaterialien. Bioflow BWCa ist ein Aufwuchskörper, der mit zusätzlichen Kalziumionen dotiert worden war, um die Aufwuchskörperoberfläche für die Ansiedlung von Mikroorganismen attraktiver zu gestalten. Die APK – Aufwuchskörper wurden eigens für den Versuch hergestellt. APK HDPE ist aus HDPE und gilt als Referenz zu APK Biophil. Als Rohstoff für APK Biophil wurde Kunststoff – Recyclingmaterial verwendet, welches gänzlich aufgespalten wurde und laut Hersteller mit entsprechenden Beimengungen versehen für einen positiven Effekt bei der Besiedlung einer Oberfläche mit Mikroorganismen sorgen soll. Anhand einer AAS – Analyse wurden verschiedene Kationen der Aufwuchskörpermaterialien bestimmt: Während bei K1, K2, APK HDPE und BW kaum Spuren ( $< 0,01$  % Ca - Anteil) von Calcium und Magnesium nachgewiesen werden konnten, enthielten der AqWise – Aufwuchskörper anteilig 0,16 % Ca, der APK Biophil – Aufwuchskörper 0,18 % Ca und der BWCa – Aufwuchskörper 0,31 % Ca. Lediglich der APK Biophil – Aufwuchskörper enthielt Magnesium mit einem Anteil von 0,31 % Mg. Die anderen Aufwuchskörper lagen unter 0,01 % Mg.

Im Rahmen der Versuchsreihen 1 und 2 wurden REM – Aufnahmen der Aufwuchskörperoberflächen von K1, K2, BW und BWCa erstellt. Aus Anhang 6 wird ersichtlich, dass die Aufwuchskörperoberfläche von K1 und K2 gröber strukturiert ist. BWCa weist allerdings gegenüber BW auch eine größere Oberflächenstrukturierung auf.

Zur Vergleichbarkeit der beiden Versuchsstandorte wurde ein Reaktor jeweils mit K1 als Referenz bestückt.

#### Versuchsstandort KA Kaditz:

- K1
- K2
- BW
- BWCa

#### Versuchsstandort KA Rochlitz:

- K1
- APK HDPE
- APK Biophil
- AqWise ABC4

#### Versuchsreihe K-1:

- Oberflächenbelastung: 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)
- T (i. M.): 16 °C
- Versuchsdauer: 7 Wochen

#### Versuchsreihe RL-3:

- Oberflächenbelastung: 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)
- T (i. M.): 17 °C
- Versuchsdauer: 9/10 Wochen

#### Versuchsreihe K-2:

- Oberflächenbelastung: 2 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)

- T (i. M.): 20 °C
- Versuchsdauer: 9 Wochen

Die vergleichende Betrachtung der Ergebnisse der Versuchsreihen erfolgte nach 1 – 2 und nach 6 - 7 Wochen Laufzeit.

Bei den Versuchen am Standort KA Kaditz war die Bestimmung des  $BSB_5$  durch fehlerhafte OxiTop® Geräte nicht verwendbar. Aus diesem Grund erfolgte für den Zulauf eine rechnerische  $BSB_5$  – Wertermittlung aus dem Verhältnis  $BSB_5/CSB = 0,41 \pm 0,05$ . Diesem Wert liegen die Daten aus dem Betriebstagebuch der Kläranlage Kaditz vom 19.02. – 01.04.2008 zu Grunde. Für die Auswertung hinsichtlich der Kohlenstoffeliminierung wird der CSB verwendet.

#### **3.3.2.1.1.2 Einfahrverhalten verschiedener Aufwuchskörper**

Die Zulaufabwässer der Kläranlagen Kaditz und Rochlitz haben vorwiegend kommunalen Charakter. Mit einem  $BSB_5/CSB$  – Verhältnis von 0,4 auf der Kläranlage Kaditz und 0,5 auf der Kläranlage Rochlitz sind die Abwässer gut biologisch abbaubar. Das  $BSB_5:N_{ges}$  – Verhältnis ist ähnlich dem der Kläranlage Cottbus und liegt bei etwa 2:1. Die Zulaufkonzentrationen der Kläranlage Rochlitz wiesen mit  $297 \pm 114$  mg CSB/L zu  $201 \pm 64$  mg CSB/L der KA Kaditz (Versuchsreihe K-2) größere Schwankungen auf. Im Anhang 7 sind die Abwasserparameter dargestellt.

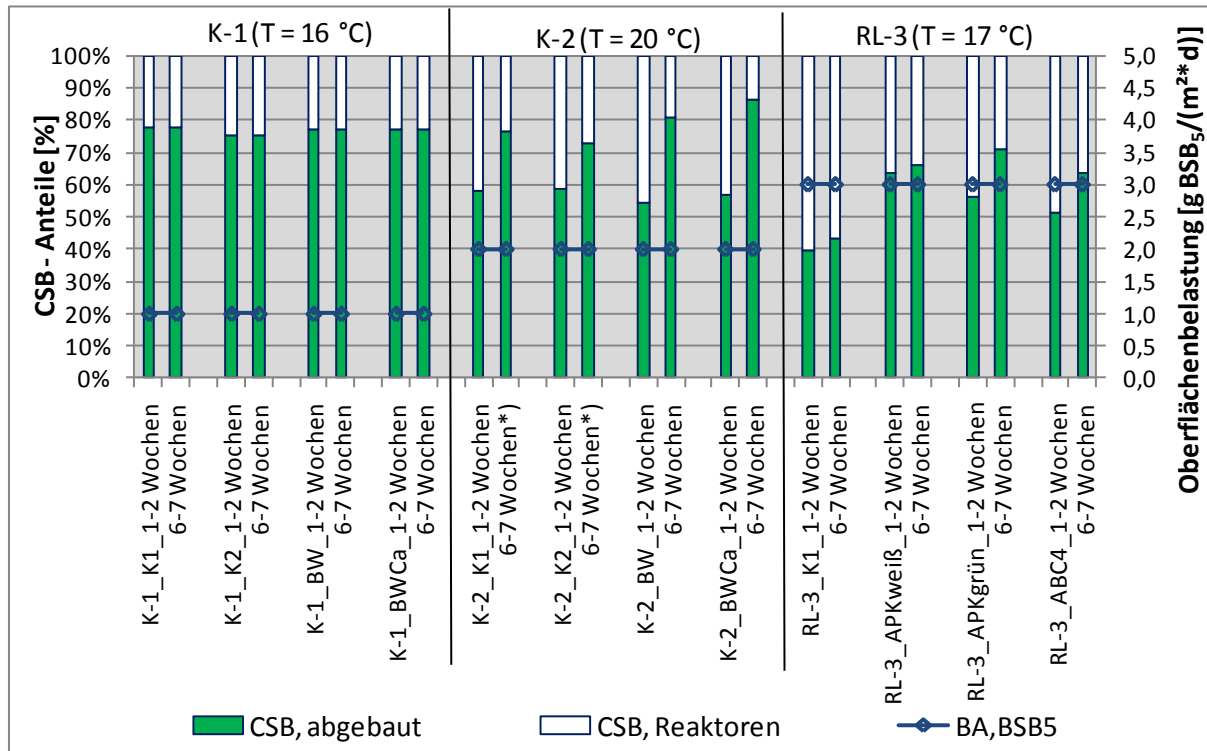
Die Entwicklungen der Kohlenstoffeliminationsleistung verschiedener Aufwuchskörper bei unterschiedlichen organischen Belastungen nach 1 – 2 und 6 – 7 Wochen sind in Abb. 3.17 dargestellt.

Im Ergebnis der Untersuchungen wird festgestellt, dass im unteren Belastungsbereich bis  $1 \text{ g } BSB_5/(m^2 \cdot d)$  die organische Oberflächenbelastung für die Dauer der Einfahrphase entscheidend ist. Bereits nach ein bis zwei Wochen Einfahrphase werden Ablaufwerte um 50 mg CSB/L erreicht. Das entspricht einer Eliminationsleistung von ca. 80 %.

Mit zunehmender organischer Oberflächenbelastung verlängert sich die Phase bis zum Erreichen der maximalen Eliminationsleistung. So beträgt die Eliminationsleistung bei  $2 \text{ g } BSB_5/(m^2 \cdot d)$  nach ein bis zwei Wochen ca. 60 % (CSB – Ablaufwerte um 85 mg/L) und steigert sich nach sechs bis sieben Wochen auf 75 – 80 % (CSB – Ablaufwerte um 50 mg/L). Tendenziell erreichte der mit Kalziumionen dotierte Aufwuchskörper BWCa bei 20 °C eine höhere Eliminationsleistung von 85 % (ca. 30 mg CSB/L).

Bei 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) Oberflächenbelastung werden nach 6 bis 7 Wochen Abbauleistungen von 65 bis 70 % (Ablaufwerte um 100 mg CSB/L) erreicht. Ausnahme bildet hier K1 mit nur 45 % Eliminationsleistung und Ablaufwerten um 170 mg/L CSB.

**Abb. 3.17: Entwicklung der Kohlenstoffelimination verschiedener Aufwuchskörper bei unterschiedlichen organischen Belastungen nach 1 – 2 und 6 – 7 Wochen**



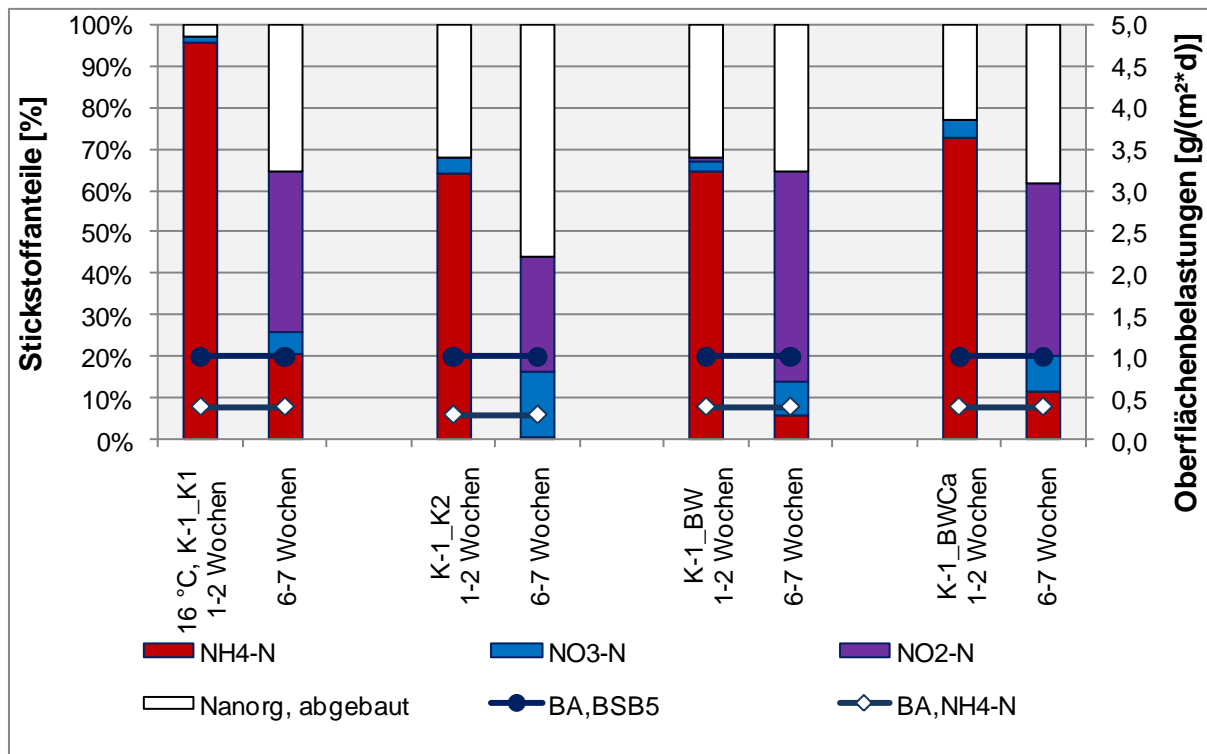
**\*) Ausfall Belüftung**

Für die Stickstoffentfernung haben die Versuche gezeigt (vgl. Abb. 3.18 bis 3.20), dass die Nitrifikation nach 6 bis 7 Wochen noch nicht vollständig ausgeprägt ist. Bei geringer Oberflächenbelastung von 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (siehe Abb. 3.18) ist der Nitrit – Anteil ziemlich hoch und bei höheren Belastungen von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (siehe Abb. 3.20) der Ammoniumanteil. Die simultane Stickstoffeliminationsleistung ist bei Temperaturen von 16 – 17 °C bei 1 und 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) mit 35 bis 55 % ähnlich hoch, obwohl sich die Ammonium – Ablaufwerte stark unterscheiden. Nitrat und Nitrit werden bei höheren Belastungen als Sauerstofflieferanten sofort wieder umgesetzt. Bei der geringen Oberflächenbelastung beträgt die Ammoniumoxiderationsrate bereits 80 bis 99 %. Es werden Ablaufwerte zwischen 0,2 und 7,0 mg NH<sub>4</sub>-N/L erreicht. Bei der höheren Oberflächenbelastung liegt die Ammoniumumsatzleistung zwischen 35 und 50 %, d. h. die Ablaufwerte betragen 20 bis 30 mg NH<sub>4</sub>-N/L.

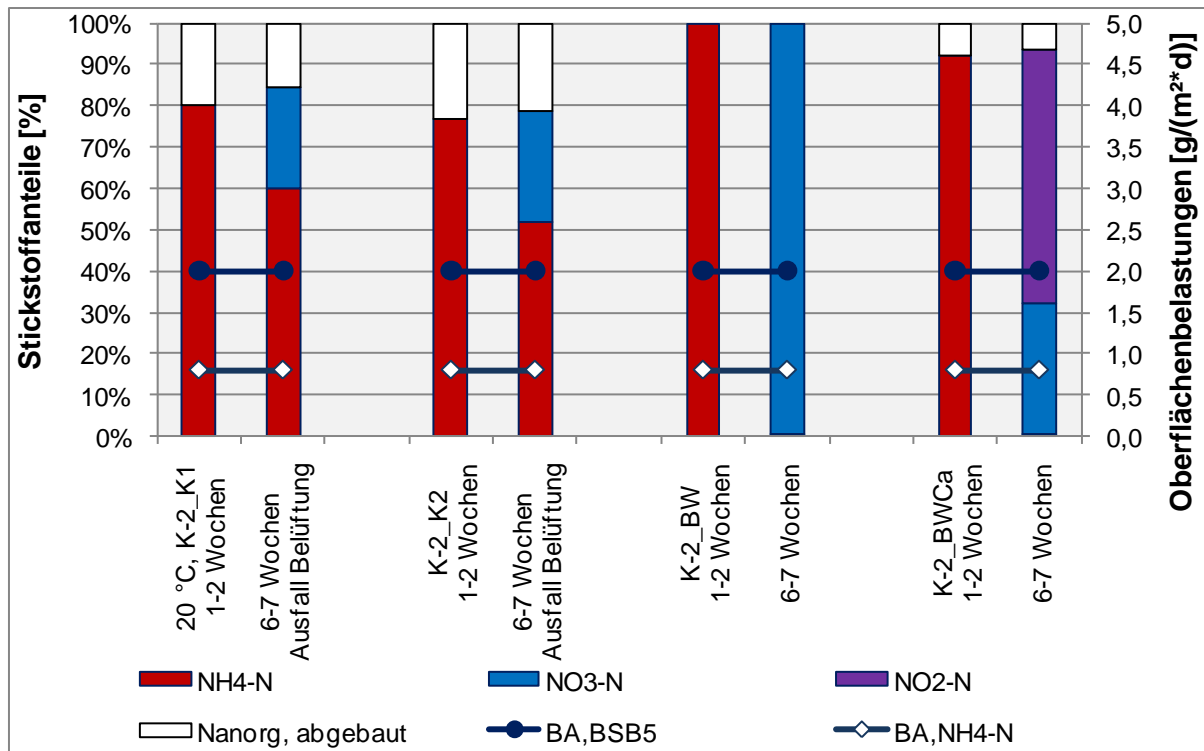
Bei Temperaturen von 20 °C steigt die Nitrifikationsleistung auf 99 % an (siehe Abb. 3.19). Lediglich die Sauerstofflimitierung durch ungewollten Ausfall der Belüftung bei K1 und K2

dokumentieren erhöhte Ammoniumwerte. Die simultane Stickstoffelimination beträgt bei dieser Versuchsreihe maximal 20 %.

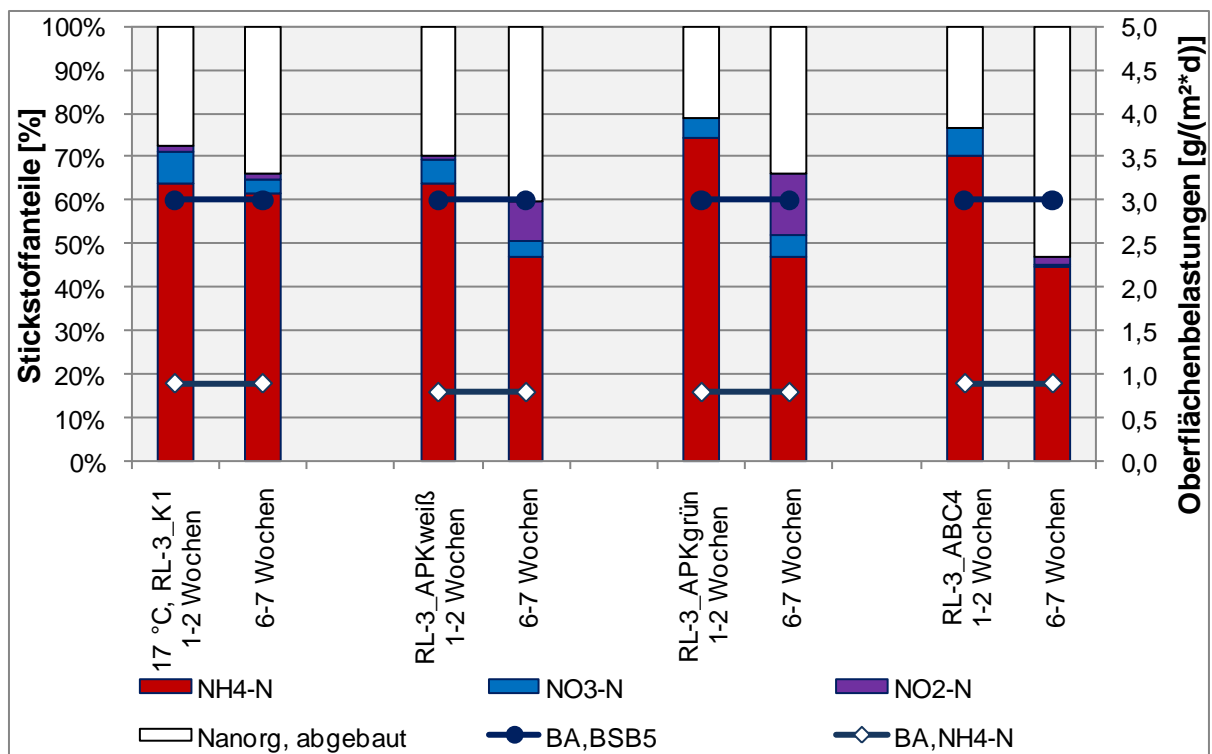
**Abb. 3.18: Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, K2, BW, BWCa bei Flächenbelastungen von 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) / 0,3-0,4 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) und Abwassertemperaturen von 16 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Kaditz, Versuchsreihe K-1)**



**Abb. 3.19: Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, K2, BW, BWCa bei Flächenbelastungen von 2 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) / 0,8 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) und Abwassertemperaturen von 20 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Kaditz, Versuchsreihe K-2)**



**Abb. 3.20: Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, APKweiß, APKgrün, ABC4 bei Flächenbelastungen von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) / 0,8-0,9 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) und Abwassertemperaturen von 17 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Rochlitz, Versuchsreihe RL-3)**





Die untersuchten Aufwuchskörpermaterialien weisen ein ähnliches Anfahrverhalten auf. Entscheidend für die Einfahrdauer sind Temperatur und Oberflächenbelastung.

### **3.3.2.1.2 Versuchsanlage Kühlzelle**

#### **3.3.2.1.2.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung**

Im Anschluss an die Versuchsreihe K-2 auf der Kläranlage Kaditz wurde der K1 – Aufwuchskörper genutzt, um das Verhalten der Nitrifikanten bei niedrigen Temperaturen, in einer weiteren Versuchsreihe SE-4, zu beobachten. In der Kühlzelle des Institutes für angewandte Mikrobiologie wurde im Labormaßstab ein Reaktor mit einem Nutzvolumen von ca. 2,0 L und mit folgenden Maßen betrieben:

- Durchmesser innen:	100 mm,
- Wassertiefe:	200 mm,
- Nutzvolumen:	2,0 L,
- Zulauf:	0,37 L/h,
- Aufenthaltszeit:	5,4 h,
- Aufwuchskörpertyp:	K1 (von K-2),
- Füllgrad im Reaktor:	35 %,
- Schüttvolumen des Aufwuchskörpers im Reaktor $V_T$ :	0,7 L,
- installierte Aufwuchskörperfläche im Reaktor $A_T$ :	0,35 m <sup>2</sup> ,
- Anzahl n der Aufwuchskörper im Reaktor:	666 Stück,
- Wasservolumen im Reaktor $V_W$ :	1,86 L.

Zulaufwasser war vorgereinigtes Abwasser der kommunalen Kläranlage Kaditz, welches auf 6 °C gekühlt worden war. Über die Zulaufmenge wurde eine Oberflächenbelastung von 4 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) eingestellt. Steinbrenner (2011) führte die Versuche durch und nahm die Proben am Reaktorablauf, d. h. ohne separate nachgeschaltete Absetzstufe. Zur Bestimmung der chemischen Parameter erfolgte eine Filtration der Proben über Papierfilter.

### 3.3.2.1.2.2 Ergebnisse

Die analytischen Werte Messwerte sind in Tabelle 3.9 zusammengefasst.

**Tabelle 3.9: Abwassercharakteristik zur Nitrifikationsleistung bei Abwassertemperaturen von 6 °C (Kühlzelle)**

Parameter		Versuchsreihe SE-4		
Versuchsstandort		Kühlzelle Institut für Mikrobiologie (Abwasser aus KA Kaditz)		
Untersuchungszeitraum		15.07.2008 bis 26.08.2008		
Aufwuchskörpertyp / Füllgrad / installierte Fläche		K1 / 35 % / 0,35 m <sup>2</sup>		
Temperatur:		6 °C		
O <sub>2</sub>		≥ 2,0 mg/L		
Oberflächenbelastung		4,0 g/(m <sup>2</sup> *d)		
Analytik: (Mittelwerte)		<u>Zulauf [mg/L]</u>	<u>Ablauf [mg/L]</u>	<u>Abbau [%]</u>
	CSB	204 ± 23	107 ± 1	48
	NH <sub>4</sub> -N	38 ± 7	34 ± 6	11
	NO <sub>2</sub> -N	0,05 ± 0,01	0,07 ± 0,03	-
	NO <sub>3</sub> -N	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,3	-
	N <sub>ges</sub> :	53 ± 8	44 ± 5	17
	P <sub>ges</sub> :	5,8 ± 1,0	4,0 ± 0,2	31

Mit dem plötzlichem Temperaturwechsel der eingefahrenen K1 Aufwuchskörper von 20 °C auf 6 °C ging die Abbauleistung zurück. Plötzliche Temperaturwechsel kommen in der Praxis auf Kläranlagen nicht in diesem Maße vor. Vielmehr erfolgt die Temperaturverringerung allmählich, sodass die Mikroorganismen langsam adaptieren können.

### 3.3.2.2 Anlagen im technischen Maßstab

#### 3.3.2.2.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Zur Durchführung der Versuche diente eine Modellanlage auf der Kläranlage Lunzenau (siehe Abb. 3.21 und 3.22). Der Versuchsanlage wurde das durch einen Siebrechen und Sandfang vorgereinigte Rohabwasser zugeführt und über eine Pufferpumpe der aeroben WSB® - Stufe zudosiert.

**Abb. 3.21: Versuchsanlage im technischen Maßstab (KA Lunzenau)****Abb. 3.22: Schematische Darstellung der Versuchsanlage im technischen Maßstab**

-

Die Anlagendaten können Tabelle 3.10 entnommen werden. Die Wassertiefen sind analog der Wassertiefen von Kleinkläranlagen.

**Tabelle 3.10: Versuchsanlage Lunzenau – Anlagendaten und Kenndaten**

		<b>Biologie</b>	<b>Nachklärung</b>
Länge	[m]	1,00	1,47
Breite	[m]	0,97	0,65
Wassertiefe	[m]	1,20	1,15
Beckenoberfläche	[m <sup>2</sup> ]	0,97	0,96
Beckenvolumen	[m <sup>3</sup> ]	1,16	1,10

Füllgrad Aufwuchskörper im Reaktor	[%]	46	-
Schüttvolumen Aufwuchskörper im Reaktor $V_T$	[m <sup>3</sup> ]	0,53	-
installierte Fläche der Aufwuchskörper im Reaktor $A_T$	[m <sup>2</sup> ]	265	-
Anzahl $n$ der Aufwuchskörper im Reaktor	[Stück]	504.198	-
Volumen der wässrigen Phase im Reaktor $V_W$	[m <sup>3</sup> ]	1,06	-

Es wurden drei Versuchsreihen bei unterschiedlicher Belastung und Temperatur durchgeführt:

			$Q_d$	$t_A$
Versuchsreihe L-0,7:	0,7 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d);	T = 10 °C	2,8 m <sup>3</sup> /d	9,9 h
Versuchsreihe L-1,4:	1,4 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d);	T = 11 °C	5,5 m <sup>3</sup> /d	5,1 h
Versuchsreihe L-4,3:	4,3 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d);	T = 21 °C	5,5 m <sup>3</sup> /d	5,1 h

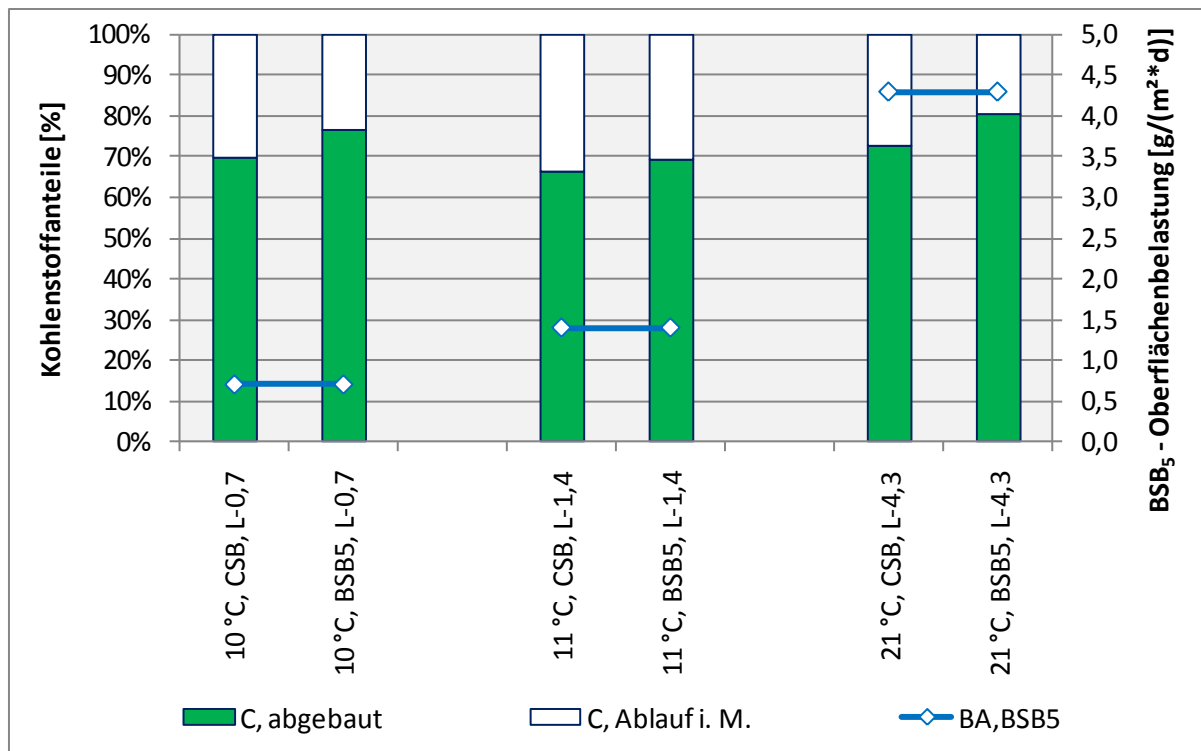
Die Einstellung der Oberflächenbelastung erfolgte hydraulisch über den Zulaufvolumenstrom. In Versuchsreihe L-4,3 wurde zusätzlich Kohlenstoff über externe Kohlenstoffquellen (Fabrikat: Brenntag, Produkt: Brenntaplust VP1) dosiert.

### 3.3.2.2.2 Kohlenstoff- und Stickstoffumsätze

Bei der Wertung der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass das Abwasser der Kläranlage Lunzenau zum Großteil industriellen Charakter (Papierfabrik) besitzt. Das äußert sich an der zum Teil abwasseruntypischer Färbung (grau - blau) und am höheren Faseranteil. Auffällig ist außerdem, dass der organische Stickstoffanteil im Zulauf bis zu ca. 50 % ausmacht. Deshalb wird er bei der Stickstoffbetrachtung mit berücksichtigt. Dennoch betrug das BSB<sub>5</sub>/CSB – Verhältnis während der Versuchsdauer ca. 0,4 und das BSB<sub>5</sub>:N<sub>ges</sub> – Verhältnis zwischen 3:1 und 5:1. Das BSB<sub>5</sub>:N<sub>ges</sub> – Verhältnis unterscheidet sich somit von den anderen untersuchten Anlagen, bei denen es 2:1 betrug. Im Anhang 8 sind die charakteristischen Daten der Versuchsreihen L-0,7, L-1,4 und L-4,3 tabellarisch dargestellt.

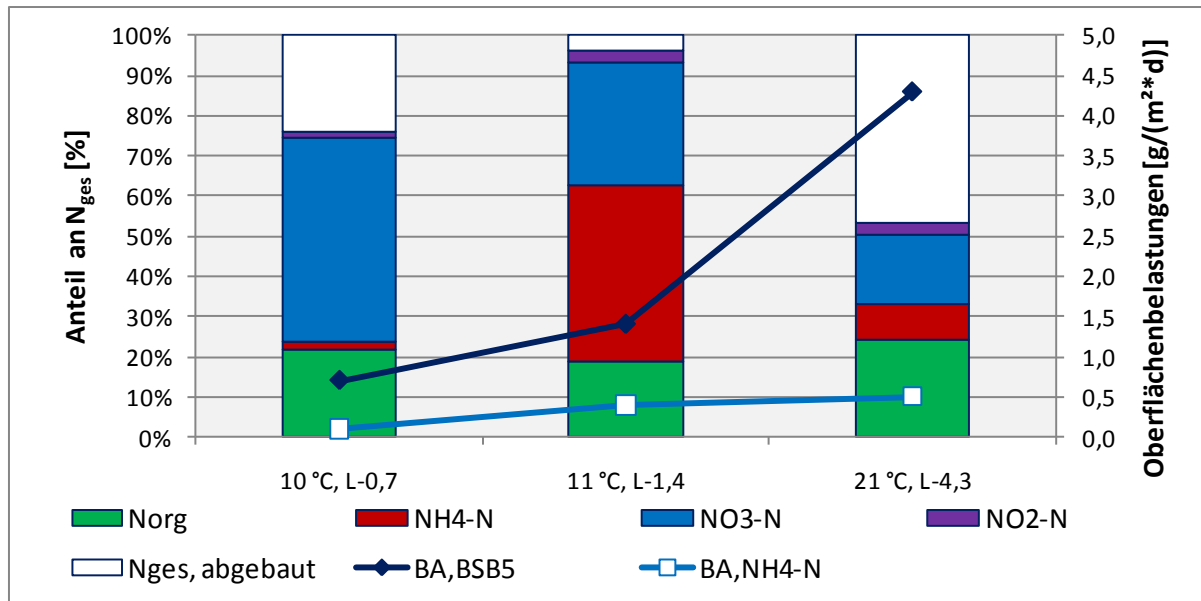
Wie Abb. 3.23 zu entnehmen ist, spielen Oberflächenbelastung und Temperatur für die Kohlenstoffeliminierung nicht die entscheidende Rolle. Die Abbauraten betragen beim CSB ca. 70 % und beim BSB<sub>5</sub> ca. 80 %.

**Abb. 3.23: Entwicklung Kohlenstoffelimination von K1 bei unterschiedlicher organischer Belastung und Temperatur**



Die Versuchsanlage wurde vor Versuchsreihenbeginn ca. 2 Monate bei Temperaturen von  $15 \pm 1$  °C eingefahren, sodass Nitrifikanten gute Wachstumsbedingungen hatten. Die Verringerung der Temperatur auf 10 °C nach der Einfahrphase hatte auf die Nitrifikation keinen negativen Einfluss. Die Abbauleistung von Ammonium betrug 95 % mit einem Ablaufwert von 0,6 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$ . Anders als bei der Kohlenstoffeliminationsleistung hat die Lastverdopplung bei niedrigen Temperaturen von 11 °C Auswirkungen auf die Nitrifikation. Die mittlere Säule (L-1,4) in Abb. 3.24 zeigt deutlich den Anstieg von Ammonium im Ablauf. Die Eliminationsleistung verringerte sich auf ca. 40 % bei mittleren Ablaufwerten von 11 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$ . Mit Anstieg der Temperatur in der dritten Versuchsreihe L-4,3 wurde trotz Verdreifachung der organischen Last eine Ammoniumoxidaionsleistung von 82 % mit einem mittleren Ablaufwert von 3,9 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$  erreicht. Der zur Verfügung stehende Kohlenstoff führte zur Steigerung des simultanen Stickstoffabbaus auf 47 %.

**Abb. 3.24: Entwicklung Stickstoffumsätze von K1 bei unterschiedlicher organischer Belastung und Temperatur**



Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Temperaturverminderung bei konstanter Oberflächenbelastung bei eingefahrenen Anlagen nur geringfügige Auswirkungen auf die Nitrifikationsleistung hat. Erfolgt eine Lasterhöhung bei niedrigen Temperaturen, so ist die Wachstumsrate der Nitrifikanten geringer als bei höheren Temperaturen. Die Ammoniumoxidation wird im Wesentlichen durch die bereits etablierten Mikroorganismen ausgeführt mit folglich geringeren Ammoniumumsätzen.

### 3.3.2.3 WSB® - Kleinkläranlagen

#### 3.3.2.3.1 Versuchsaufbau und Versuchsdurchführung

Die Versuchsreihe wurde ergänzt, um die in den vorangegangenen Untersuchungen ermittelten Daten zu stützen bzw. Besonderheiten heraus zu kristallisieren. Der Vergleich zur Versuchsanlage Lunzenau steht im Vordergrund, da deren Abwasser sich von denen der Kleinkläranlagen insbesondere durch die Stickstoffparameter stark unterscheidet. Gewählt wurden drei bereits eingefahrene Kleinkläranlagen für 4 und 8 EW, die in drei Versuchsreihen zweimal im Frühjahr und einmal im Herbst bei Abwassertemperaturen um 8 – 10 °C und 16 – 17 °C beprobt wurden. Die Anlagenkenndaten sind in Tabelle 3.11 enthalten.

**Tabelle 3.11: WSB® - Kleinkläranlagen – Anlagenkennndaten**

		Versuchs- reihe	WSB® - Fischer F1	WSB® - Schröder S2	WSB® - Schumann S3
Anlagentyp			04 GFK-S1- 2000	BIO-2000/WB- 1/08	BIO-2000/WB-1/04
Anlagengröße	[EW]		4	8	4
ange- schlossene Einwohner	[E]		4	6	4
Zufluss	[m³/d]	...-1	0,233	0,329	0,186
		...-2	0,233	0,329	0,186
		...-3	0,219	0,329	0,189
Vorklärvolumen	[m³]		2,11	2,96	2,21
<b>Biologie (WSB® - Reaktor)</b>					
Aufenthaltszeit im Bioreaktor $t_A$	[h]	...-1	104	100	132
		...-2	104	100	132
		...-3	111	100	130
Becken- volumen	[m³]		1,01	1,37	1,02
Aufwuchs- körpertyp			K2	K1	K1
Füllgrad der Aufwuchs- körper im Reaktor	[%]		47	47	46
Schüttvolumen der Aufwuchs- körper im Reaktor $V_T$	[m³]		0,47	0,65	0,47
installierte Oberfläche im Reaktor $A_T$	[m²]		165	325	235
Anzahl $n$ der Aufwuchs- körper im Reaktor	[Stück]		76.635	618.862	447.649
Wasser- volumen im Reaktor $V_W$	[m³]		0,95	1,24	0,93

**3.3.2.3.2 Kohlenstoff- und Stickstoffumsätze**

Um die Anwendbarkeit der gewonnenen Erkenntnisse zu festigen, erfolgten drei Untersuchungsreihen an drei im Betrieb befindlichen Kleinkläranlagen. Im Anhang 9 sind die Kenngrößen zusammengefasst. Der Zulauf entspricht dem Zulauf zur Biologie, d. h.

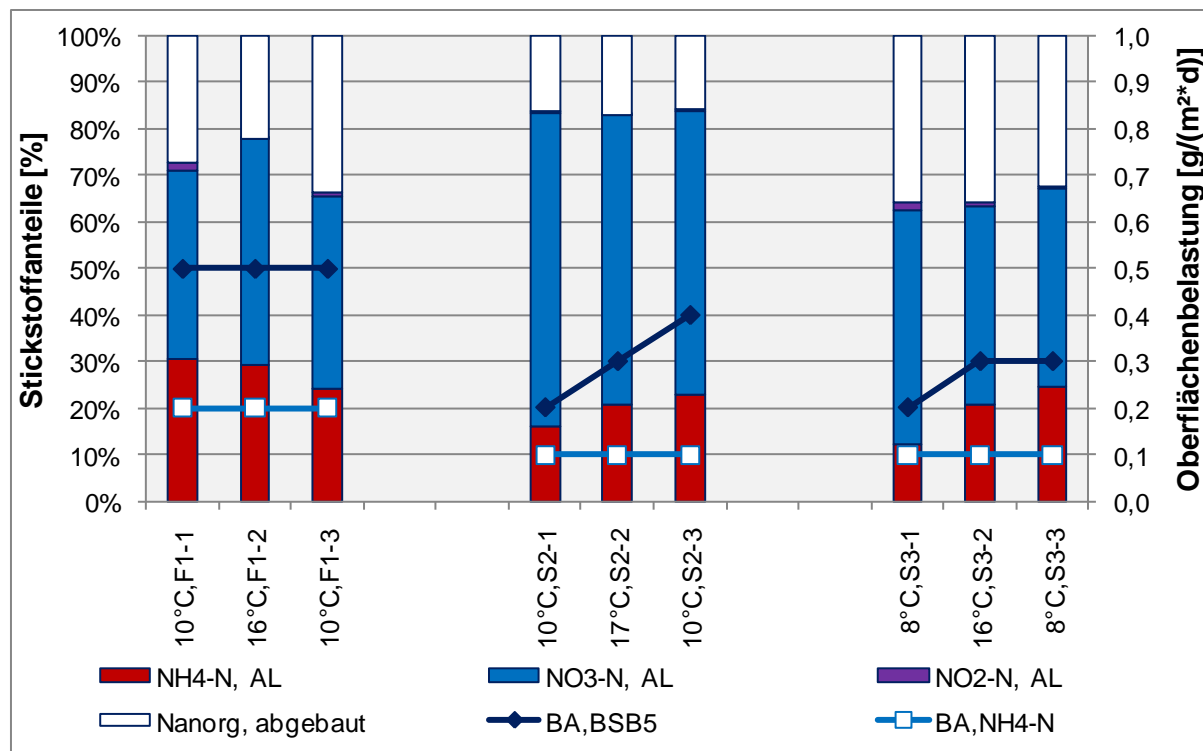
vorgereinigtes Abwasser. Die Ablaufprobe wurde am Ablauf der Nachklärung entnommen. Die Abwässer sind ausschließlich kommunaler Natur und spiegeln die Besonderheiten von Kleinkläranlagen wider. Im Gegensatz zu großen kommunalen Kläranlagen sind die Abwässer höher konzentriert. Das  $BSB_5/CSB$  – Verhältnis ist mit 0,5 ähnlich dem anderer Versuchsanlagen. Die Stickstoffrelationen betragen bei den untersuchten Kleinkläranlagen  $BSB_5:N_{ges} = 2:1$ .

Die Auslegung von Kleinkläranlagen unterliegt den Zulassungsgrundsätzen des Deutschen Institutes für Bautechnik (DIBt 2012). Für kleine Anlagengrößen bedeutet das relativ große Volumina je Reinigungsstufe und Einwohner. Das ist insofern von Vorteil, dass Lastschwankungen oder hydraulische Schwankungen ausgeglichen werden.

Unabhängig von jahreszeitlich bedingten Temperaturschwankungen in den Anlagen ist hinsichtlich Kohlenstoffeliminierung eine Konstanz auf hohem Niveau zu verzeichnen. Die Eliminationsraten des  $BSB_5$  betragen ganzjährig zwischen 92 und 98 %, die des  $CSB$  80 bis 90 %. Bei Kleinkläranlagen sind Schwankungen der Kohlenstoffabbauleistung meist nicht vorrangig temperaturbedingt, sondern werden von anderen Größen stärker beeinflusst. Das können beispielsweise hydraulische Schwankungen, Lastschwankungen oder hoher Schlammanteil in der Vorklärung sein.

Aus den vorangegangenen Versuchen mit Abwasser aus kommunalen Kläranlagen lässt sich im Hinblick auf die Ammoniumkonzentration im Zulauf folgendes feststellen: Während bei kommunalen Kläranlagen Ammoniumzulaufkonzentrationen zwischen 45 und 75 mg/L betragen, liegen diese bei den Kleinkläranlagen bei ca. 100 bis 140 mg/L. Die Eliminationsraten sind in der gleichen Größenordnung, ca. 70 bis 90 % (vgl. Abb. 3.25). Ebenso ist der simultane Abbau von Stickstoff bei den Kleinkläranlagen mit 25 – 40 % analog der vorangegangenen Versuche. Limitierend für höheren simultanen Stickstoffabbau sind Kohlenstofflimitierung und Sauerstoffüberschuss. Beispielsweise ist bei Anlage Schröder (S2)  $BSB_5$  fast vollständig abgebaut (8 – 12 mg  $BSB_5/L$  im Ablauf) und die Denitrifikationsleistung ist am geringsten.



**Abb. 3.25: Stickstoffelimination von WSB® - Kleinkläranlagen bei unterschiedlicher Temperatur**

Der Praxistest bestätigt die These, dass bei eingefahrenen WSB® - Anlagen bei annähernd gleicher Belastung die Abbauleistungen hinsichtlich Kohlenstoff und Ammonium unabhängig von der Abwassertemperatur ganzjährig stabil sind. Anders als bei den Laborversuchen erfolgt in den Kleinkläranlagen die Verringerung der Abwassertemperatur nicht schlagartig sondern allmählich, sodass die Adaptionsbedingungen der Mikroorganismen im Biofilm günstiger sind und kein Temperaturschock eintritt. Auch bei den Laborversuchen ist zu erkennen, dass nach einer ausreichend langen Adaptionszeiten die Eliminationsraten bei 5 °C wieder ähnlich der Leistung bei 15 °C waren. Da die Wachstumsbedingungen für Nitrifikanten unter 12 °C stark eingeschränkt sind, wirken sich Lasterhöhungen bei niedrigen Temperaturen ungünstig auf die Ammoniumoxidaionsleistung aus (vgl. Abb. 3.24).

### 3.4 Biomasseentwicklung im Biofilm und in der wässrigen Phase

Gegenstand des Kapitels ist die Ermittlung der tatsächlich vorhandenen Biomasse im Reaktor.

Beim klassischen Belevungsverfahren ist das Maß für die Biomasse der Trockensubstanzgehalt (TS) oder der organische Trockensubstanzgehalt (oTS) im Reaktor. Die Biomassekonzentration wird durch gezieltes Rückführen aus dem Nachklärbecken auf einem bestimmten Niveau gehalten. Klassische Belevungsbecken werden mit

Belebtschlammkonzentrationen zwischen 2 und 4 kg TS/m<sup>3</sup><sub>R</sub> Reaktorvolumen betrieben (Lützner 1995).

Beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren setzt sich die Gesamtbiomasse (TS<sub>ges</sub>) im Reaktor aus der auf den Aufwuchskörpern befindlichen sessilen Biomasse (TS<sub>sessil</sub>) und der in der wässrigen Phase befindlichen frei beweglichen suspendierten Biomasse (TS<sub>susp</sub>) zusammen. Eine gezielte Rückführung von suspendierter Biomasse aus der Nachklärung erfolgt bei reinen Biofilmverfahren nicht. Ausnahme bilden Kombinationsverfahren, welche nicht Gegenstand der Untersuchungen sind.

Der Biomasseanteil, welcher sich auf den Aufwuchskörpern etabliert, ist von verschiedenen Faktoren abhängig:

- von der installierten Aufwuchsfläche im Reaktor  $A_T$  [m<sup>2</sup>],
- vom Füllgrad der Aufwuchskörper im Reaktor [%],
- von der BSB<sub>5</sub> - Flächenbelastung der Aufwuchskörper  $B_{A,BSB5}$  [g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)],
- von der zugeführten BSB<sub>5</sub> – Tagesfracht  $B_{d,BSB5}$  [g BSB<sub>5</sub>/d],
- von der Abwassertemperatur  $T$  [°C],
- von der Verweilzeit  $t_A$  [h].

Die Abwassertemperatur hat einen entscheidenden Einfluss auf Wachstum und Aktivität der Biomasse. Für die Abwasserreinigung in Mitteleuropa stellt sie aufgrund der unbeeinflussbaren jahreszeitlich bedingten Schwankungen eine der wichtigsten Faktoren in Planung und Betrieb von Kläranlagen dar. Beispielsweise erhöht die Zunahme der Temperatur um 10 °C die Bioaktivität um einen Faktor, der zwischen 1,4 und 4 liegen kann (Röske, Uhlmann 2005). Für die Nitrifikation bedeutet es, dass bei niedrigen Temperaturen für die gleiche Leistung mehr Biomasse vorhanden sein muss (Röske, Uhlmann 2005).

Es werden folgende Einflussfaktoren auf die Biomasseentwicklung näher betrachtet:

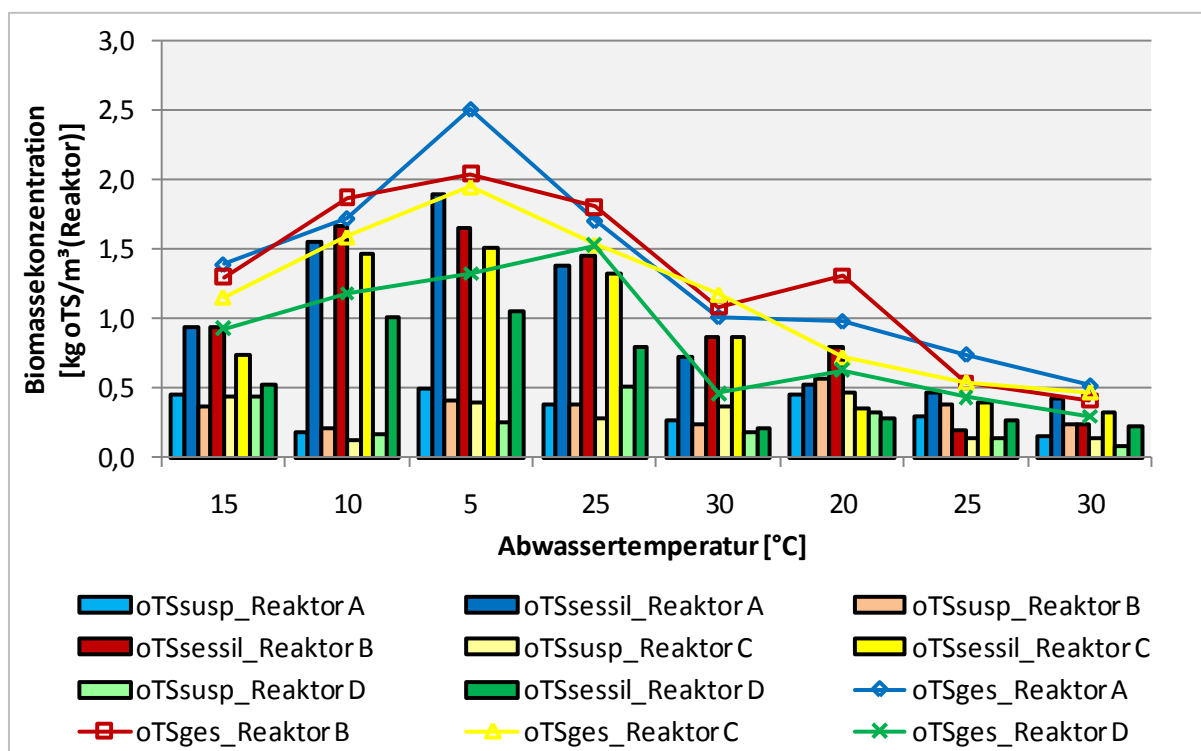
- Einfluss der Temperatur bei konstanter Oberflächenbelastung von (K1),
- Einfluss der Oberflächenbelastung bei konstanter Abwassertemperatur von 20 °C,
- Einfluss des Füllgrades (K1),
- Betrachtung der Biomasseentwicklung auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase,
- Einfluss des jahreszeitlich bedingten Temperaturwechsels und der Oberflächenbelastung in technischen Versuchsanlagen und Praxisanlagen.

### 3.4.1 Entwicklung der Biomasse (oTS) auf K1 und in der Suspension bei verschiedenen Füllgraden (Laborversuche)

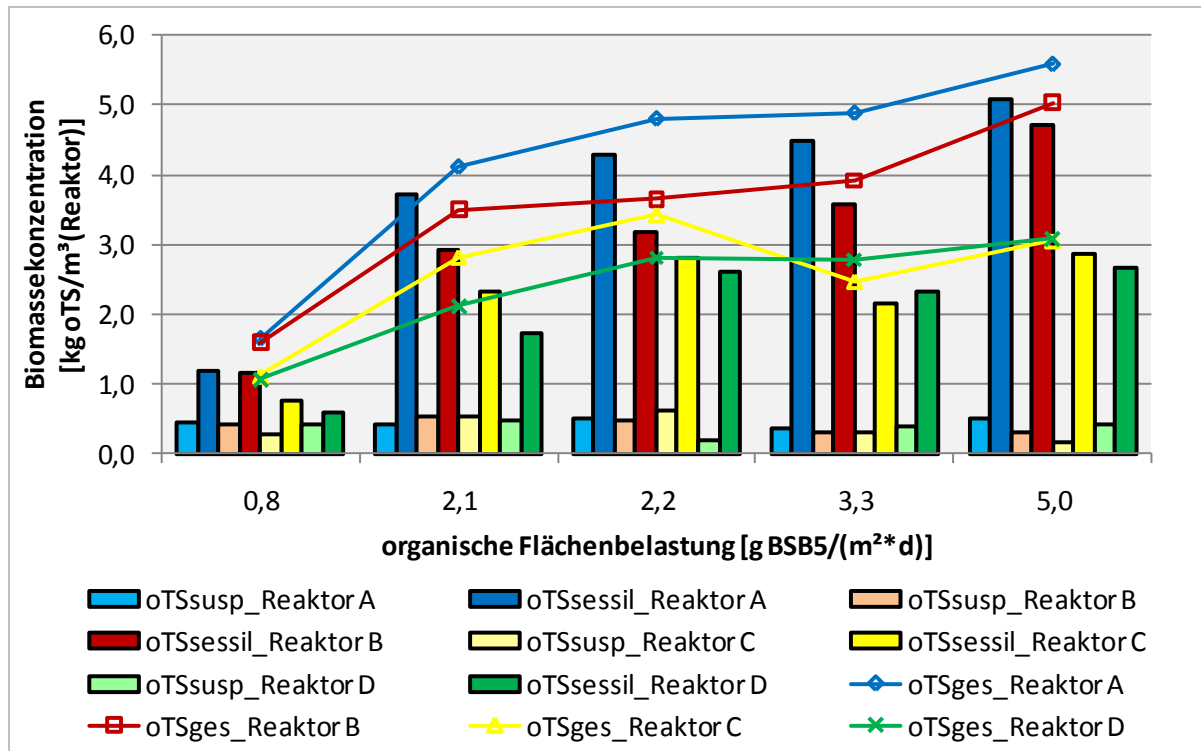
Zur Betrachtung der Entwicklung der Biomasse auf den Aufwuchskörpern und in der wässrigen Phase bei verschiedenen Füllgraden erfolgt die Auswertung der Versuche im Labormaßstab, welche unter definierten Bedingungen mit dem Aufwuchskörper Fabrikat AnoxKaldnes Typ K1 durchgeführt worden sind. Als Indikator für den Biomasseanteil dienen die gemessenen Trockensubstanzgehalte (oTS) auf den Aufwuchskörpern und in der suspendierten Phase. Um konstante Flächenbelastungen einstellen zu können, wurden die Reaktoren mit unterschiedlichen Füllgraden und Tagesfrachten betrieben.

Es wurden zwei Zusammenhänge untersucht. Zum einen betrifft das den Temperatureinfluss bei konstant kleiner Flächenbelastung und unterschiedlichen Füllgraden (siehe Abb. 3.26) und zum anderen den Einfluss der  $BSB_5$  – Flächenbelastung bei konstanter Temperatur und unterschiedlichen Füllgraden (siehe Abb. 3.27). Die Entwicklungen der Biomassen in den Reaktoren sind in den Abbildungen chronologisch dargestellt.

**Abb. 3.26: Einfluss der Temperatur und des Füllgrades bei konstanter Oberflächenbelastung von  $0,5 \text{ g } BSB_5 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$  auf die Biomassekonzentration**



**Abb. 3.27: Einfluss der Oberflächenbelastung und des Füllgrades bei konstanter Abwassertemperatur von 20 °C auf die Biomassekonzentration**



Im Ergebnis der Laboruntersuchungen können folgende Aussagen getroffen werden. Tendenziell besitzt der Reaktor mit dem höchsten Füllgrad auch den größten Anteil an Biomasse. Über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet, betrug der sessile Anteil am Gesamtbiomasseanteil für

Reaktor A mit 50 % Füllgrad:	$78 \pm 11 \%$ oTS <sub>sessil</sub>
Reaktor B mit 40 % Füllgrad:	$75 \pm 15 \%$ oTS <sub>sessil</sub>
Reaktor C mit 30 % Füllgrad:	$76 \pm 12 \%$ oTS <sub>sessil</sub>
Reaktor D mit 20 % Füllgrad:	$67 \pm 17 \%$ oTS <sub>sessil</sub>

Es ist erkennbar, dass Reaktor A mit dem höchsten Füllgrad den größten und stabilsten Anteil sessiler Biomasse aufweist. Die Reaktoren B und C zeigen ähnliche Verhältnisse zwischen suspendierter und sessiler Biomasse. Der Anteil auf den Aufwuchskörpern überwiegt deutlich. Reaktor D mit 20 % Füllgrad besitzt vergleichsweise mit 67 % den geringsten Anteil an sessiler Biomasse. Die Anteile an sessiler und suspendierter Biomasse bei Belastungen kleiner 1,0 g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d) sind bei Reaktor D einer größeren Schwankungsbreite unterlegen als die der Reaktoren mit höherer Aufwuchsfläche.

Bei höheren Oberflächenbelastungen ( $\geq 2$  g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d)) überwiegt mit  $> 80 \%$  die sessile Biomasse. Ansonsten ist das Verhalten der Reaktoren mit unterschiedlichen Füllgraden bei Temperatur- oder Laständerungen ähnlich.

Der erste Versuchsabschnitt bestand darin, bei konstant geringer Oberflächenbelastung von  $0,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  die Abwassertemperatur nach der Einfahrphase von  $20^\circ\text{C}$  stufenweise auf  $5^\circ\text{C}$  zu verringern und dann auf  $25^\circ\text{C}$  bis  $30^\circ\text{C}$  anzuheben.

Im Gegensatz zur sonst vorherrschenden Meinung erhöhte sich mit Abnahme der Abwassertemperatur die Biomasse im Reaktor insgesamt, insbesondere der sessile Anteil (vgl. Abb. 3.26). Es wurden Biomassekonzentrationen zwischen  $1,3$  (Reaktor D) und  $2,5$  (Reaktor A)  $\text{kg oTS}/\text{m}_\text{R}^3$  Reaktorvolumen erreicht.

Die plötzliche Temperaturerhöhung von  $5^\circ\text{C}$  auf  $25^\circ\text{C}$  und dann auf  $30^\circ\text{C}$  bewirkte einen Temperaturschock. Die Biomasse löste sich vom Aufwuchskörper, der suspendierte Biomasseanteil stieg an. Eine zweite Einfahrphase bei  $20^\circ\text{C}$  folgte und anschließend die Temperaturerhöhung auf  $25$  und  $30^\circ\text{C}$ . Während der Versuchsreihen war mit  $0,3$  bis  $0,5 \text{ kg oTS}/\text{m}_\text{R}^3$  die geringste Biomassekonzentration im System. Temperaturen von  $20^\circ\text{C}$  und höher begünstigen das Wachstum der Biomasse, sodass die Besiedlung der Aufwuchskörper erneut erfolgte.

Im zweiten Versuchsabschnitt blieb die Abwassertemperatur mit  $20^\circ\text{C}$  konstant und die  $\text{BSB}_5$  – Oberflächenbelastung wurde stufenweise auf  $5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  erhöht. Mit Erhöhung des Nährstoffangebotes stieg die Biomasse im System. Trotz guter Wachstumsbedingungen für Mikroorganismen bleibt die suspendierte Biomasse der wässrigen Phase um  $0,5 \text{ kg oTS}/\text{m}_\text{R}^3$  je Reaktor relativ konstant. Die Biomasse auf den Aufwuchskörpern nimmt mit steigender Belastung zu. Die Reaktoren mit den höchsten Füllgraden von  $40$  und  $50\%$  erreichen bei der höchsten Oberflächenbelastung ca.  $5 \text{ kg oTS}/\text{m}_\text{R}^3$  und die Reaktoren mit  $20$  und  $30\%$  Füllgrad ca.  $3 \text{ kg oTS}/\text{m}_\text{R}^3$ .

Im Ergebnis kann festgestellt werden, dass niedrige Temperaturen oder hohe  $\text{BSB}_5$  – Flächenbelastungen bewirken, dass sich ca.  $90$  bis  $94\%$  der Gesamtmikroorganismen am Aufwuchskörper immobilisieren. Nach Lemmer et al.(1996) können sich, bedingt durch die starke Sorptionsfähigkeit der EPS des Biofilms, Zellen verschiedenster Arten von Mikroorganismen ansiedeln und so komplexe Lebensgemeinschaften mit EPS – produzierenden Primärbesiedlern bilden. Abwassertemperaturen zwischen  $15$  und  $20^\circ\text{C}$  bilden gute Bedingungen für das Wachstum von Belebtschlambakterien, sodass sie in dem Temperaturbereich vermehrt auftreten. Dennoch etablieren sich im Temperaturbereich über  $15 - 20^\circ\text{C}$  oder bei geringen Flächenbelastungen bis zu ca.  $80\%$  an den Aufwuchskörpern. Günstige Füllgrade liegen zwischen  $30$  und  $50\%$ . Eine Ausnahme bildet der Reaktor D mit  $20\%$  Füllgrad, bei dem teilweise suspendierte und sessile Biomasseanteile gleich groß sind

bzw. der suspendierte Anteil geringfügig überwiegt. Somit arbeitete Reaktor D mit 20 % Füllgrad zeitweise als Kombireaktor.

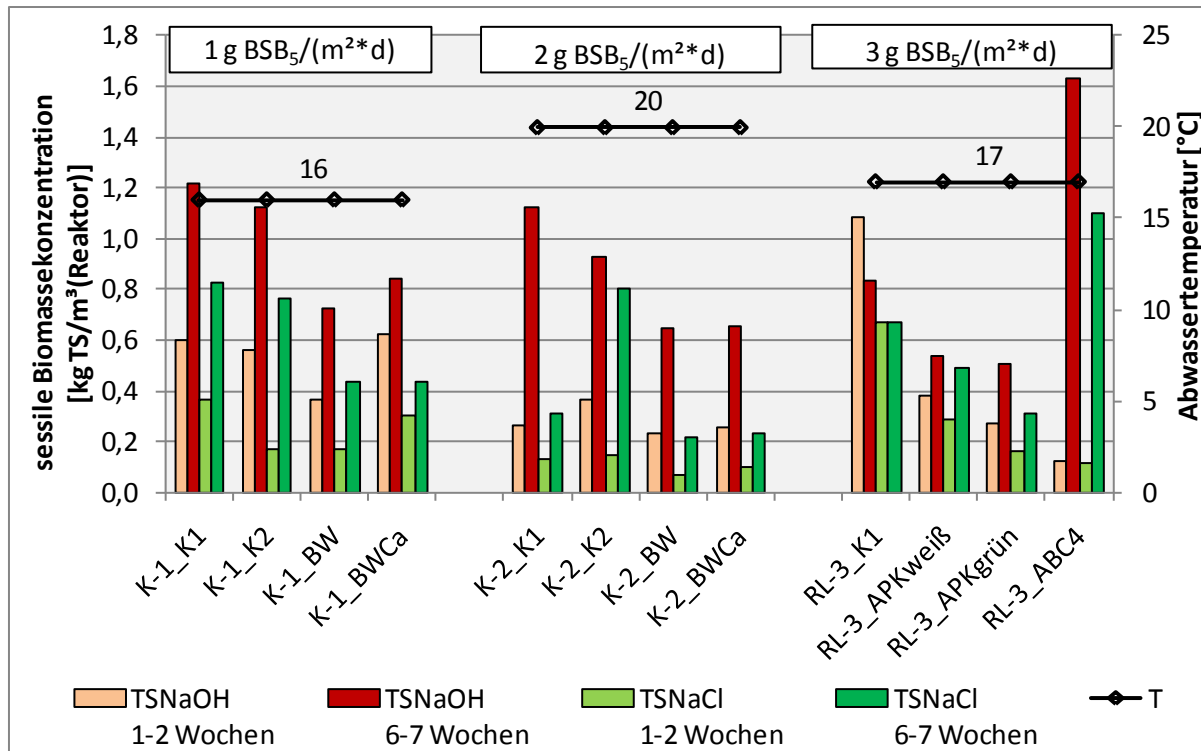
### **3.4.2 Entwicklung der Biomasse (TS) und der Zelldichte auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (halbtechnischer Maßstab)**

Im Rahmen des Kapitels werden die Versuchsreihen K-1, K-2 und RL-3 hinsichtlich der Biomasseentwicklung betrachtet, welche im halbtechnischen Maßstab auf den Kläranlagen Kaditz und Rochlitz mit verschiedenen Aufwuchskörpern durchgeführt worden waren. Versuchsaufbau und –durchführung sind im Kapitel 3.3.2.1.1.1 beschrieben.

In der Praxis entwickelt sich der Biofilm, besonders bei Abwassertemperaturen unter 12 °C, relativ langsam. Hinzu kommt, dass Kleinkläranlagen oft unterbelastet sind und damit die Biofilmbildung aus Nährstoffmangel verzögert erfolgt. Somit sind Einfahrzeiten bis zu einem dreiviertel Jahr keine Seltenheit. Bei den Versuchsreihen wurden Aufwuchskörper getestet, welche biophilen Charakter haben bzw. durch Kalziumdotierungen kürzere Einfahrzeiten generieren sollen. Ziel der Versuchsreihe war, den Typ Aufwuchskörper herauszufinden, bei dem sich die Biomasse am schnellsten auf dem angebotenen Aufwuchskörper immobilisiert.

Die Biomassebestimmung erfolgt über den Parameter Trockensubstanz ( $TS_{NaOH}$ ), indem der Biofilm mittels wässriger Natriumhydroxidlösung vollständig vom Aufwuchskörper abgelöst wird. Damit weitere Untersuchungen am abgelösten Biofilm durchgeführt werden können, beispielsweise die Bestimmung der Gesamtzellzahl (GZZ), muss er mit einem schonenderen Verfahren vom Aufwuchskörper gelöst werden. Das erfolgt durch Abschütteln mittels Natriumchlorid ( $TS_{NaCl}$ ). Bei dem Verfahren kann der Biofilm nicht zu 100 % abgelöst werden. In Abb. 3.28 sind beide TS – Konzentrationen für jede Versuchsreihe und eingesetzten Aufwuchskörpern gegenübergestellt.

**Abb. 3.28: Entwicklung der sessilen Biomassekonzentration auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase**



Abwassertemperaturen von 16 bis 20 °C während der Versuchsreihen stellen keinen begrenzenden Faktor für die Biomassebildung dar. Bei Oberflächenbelastungen von 1 und 2 g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d) werden Biomassekonzentrationen bis 1,2 kg TS/m<sub>R</sub><sup>3</sup> bezogen auf das Reaktorvolumen erreicht. Oberflächenbelastungen von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d) wirken sich günstig auf die Biomassebildung aus. So erlangt K1 bereits nach 1 – 2 Wochen eine Biomassekonzentration von 1,1 kg TS/m<sub>R</sub><sup>3</sup> und nach 6 – 7 Wochen erreicht der AqWise – Aufwuchskörper Typ ABC4 1,6 kg TS/m<sub>R</sub><sup>3</sup>. Im Ergebnis der Versuche nach 6 – 7 Wochen Einfahrphase kann folgende Wertung vorgenommen werden:

sehr gut:	K1; ABC4:	1,2 bis 1,6 kg TS/m <sub>R</sub> <sup>3</sup>
gut:	K2; BWCa:	0,8 bis 1,1 kg TS/m <sub>R</sub> <sup>3</sup>
geeignet:	BW; APK <sub>weiß</sub> ; APK <sub>grün</sub> :	0,4 bis 0,7 kg TS/m <sub>R</sub> <sup>3</sup>

Sehr gute Biomasseentwicklung innerhalb 6 – 7 Wochen Einfahrphase konnte bei dem Aqwise – Aufwuchskörper Typ ABC4 und AnoxKaldnes Aufwuchskörper Typ K1 nachgewiesen werden. Der mit Kalzium dotierte Aufwuchskörper BWCa ist gegenüber dem Standardprodukt BW besser, liegt bei der Gesamtwertung mit dem AnoxKaldnes Aufwuchskörper Typ K2 hinter K1 und ABC4. Das biophile Aufwuchskörpermaterial APK<sub>grün</sub> ist dem Standardprodukt APK<sub>weiß</sub> in der Entwicklung der Biomasse ähnlich. In der Gesamtwertung sind die APK – Aufwuchskörper und der BW – Aufwuchskörper die mit der geringsten Biomassebildung im Betrachtungszeitraum.

Der TS – Gehalt wird, da er beim Belebungsverfahren relativ einfach zu bestimmen ist, als Maß für die vorhandene Biomasse genutzt. Die Zusammensetzung des Biofilmes ist vielseitig. Durch die adsorptive Wirkung der Aufwuchskörper könnte der mineralische, nicht biologische Anteil eine Rolle spielen. Um die Biomasse im TS – Gehalt auf den Aufwuchskörpern herauszufiltern, wurde zum TS – Gehalt die Gesamtzellzahl auf den Aufwuchskörpern bestimmt. Die Zelldichte im Biofilm ergibt sich aus dem Quotient der Anzahl der Gesamtzellen (GZZ) und der Trockensubstanz (TS) (siehe Abb. 3.29).

**Abb. 3.29: Entwicklung der Zelldichte auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase**

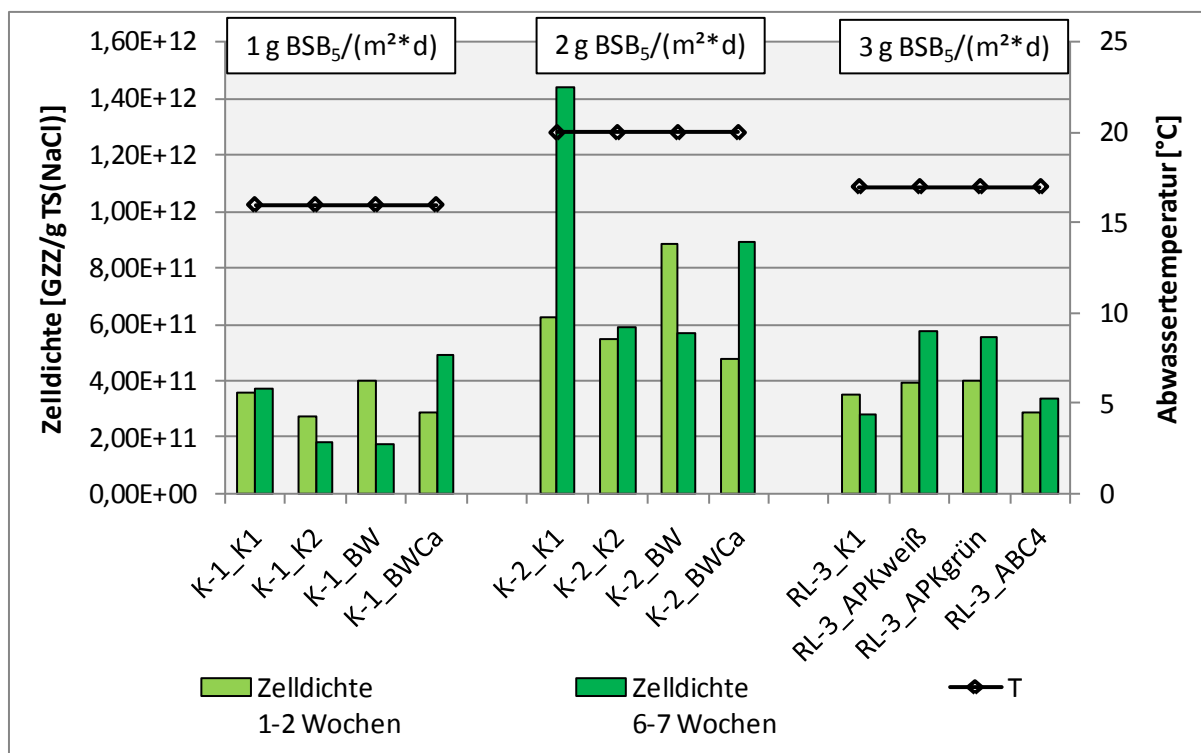


Abb. 3.29 lässt vermuten, dass die Zelldichte in erster Linie durch die Temperatur und weniger durch die organische Belastung bestimmt wird. Bei 20 °C (Versuchsreihe K-2) ist insgesamt die höchste Zelldichte zu verzeichnen, tendenziell gefolgt von der Versuchsreihe RL-3 (17 °C) und K-1 (16 °C). Beim Vergleich der Zelldichte nach 1 – 2 Wochen und nach 6 – 7 Wochen, kann der Einfluss der organischen Belastung verdeutlicht werden. Organische Belastung über 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) wirkt sich günstiger auf die Einfahrzeit aus. Das höhere Nährstoffangebot beeinflusst die Zelldichte dahingehend, dass sich auf dem Aufwuchskörper immer mehr Zellen etablieren bei annähernd konstanter Trockensubstanz.

Für die Bewertung der einzelnen Aufwuchskörper ist die Gesamtzellzahl bzw. die Zelldichte als alleiniges Bewertungskriterium nicht geeignet, da die Gesamtzellzahl lediglich von den



oberen abschüttelbaren ( $TS_{NaCl}$ ) Schichten des Biofilms ermittelt wird und nicht vom Gesamt –  $TS_{NaOH}$ . Der Anteil des durch Schütteln ablösbaren Trockensubstanzgehaltes vom Gesamttrockensubstanzgehalt ist sehr unterschiedlich und lag zwischen 28 und 93 %, im Mittel bei  $52 \pm 15$  %.

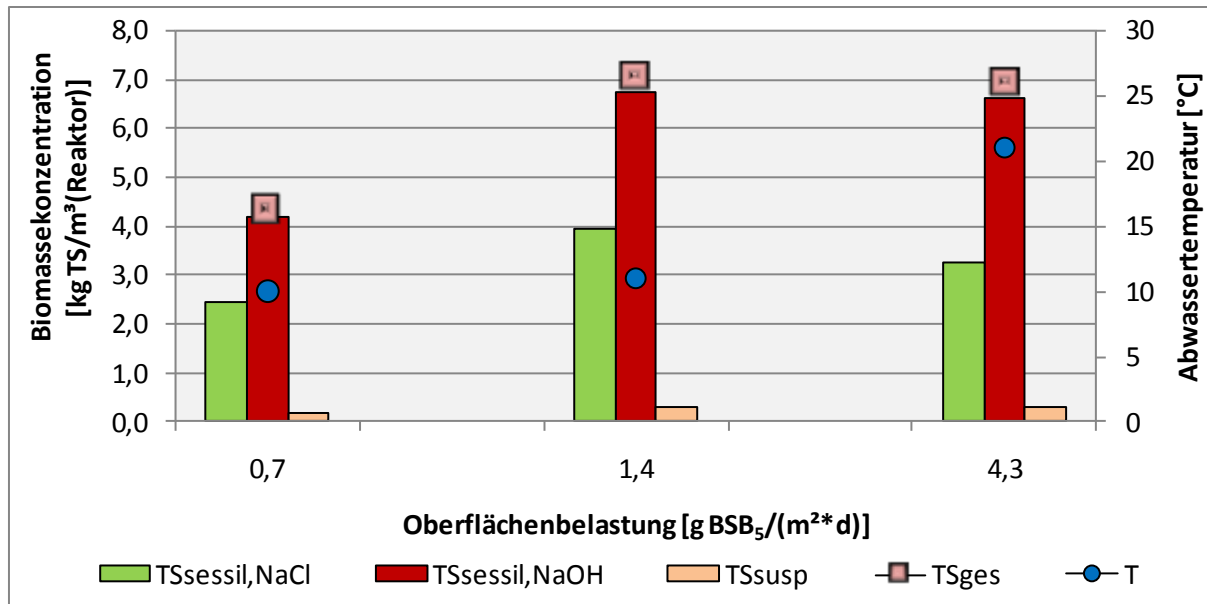
### **3.4.3 Entwicklung der Biomasse (TS) auf K1 und in der Suspension sowie der Zelldichte in Abhängigkeit von Oberflächenbelastung und Temperatur (technischer Maßstab)**

Anhand der praxisnahen Versuchsreihen auf der Kläranlage in Lunzenau konnten hinsichtlich der Biomasseentwicklung auf den Aufwuchskörpern und in der Suspension folgende Erkenntnisse gewonnen werden.

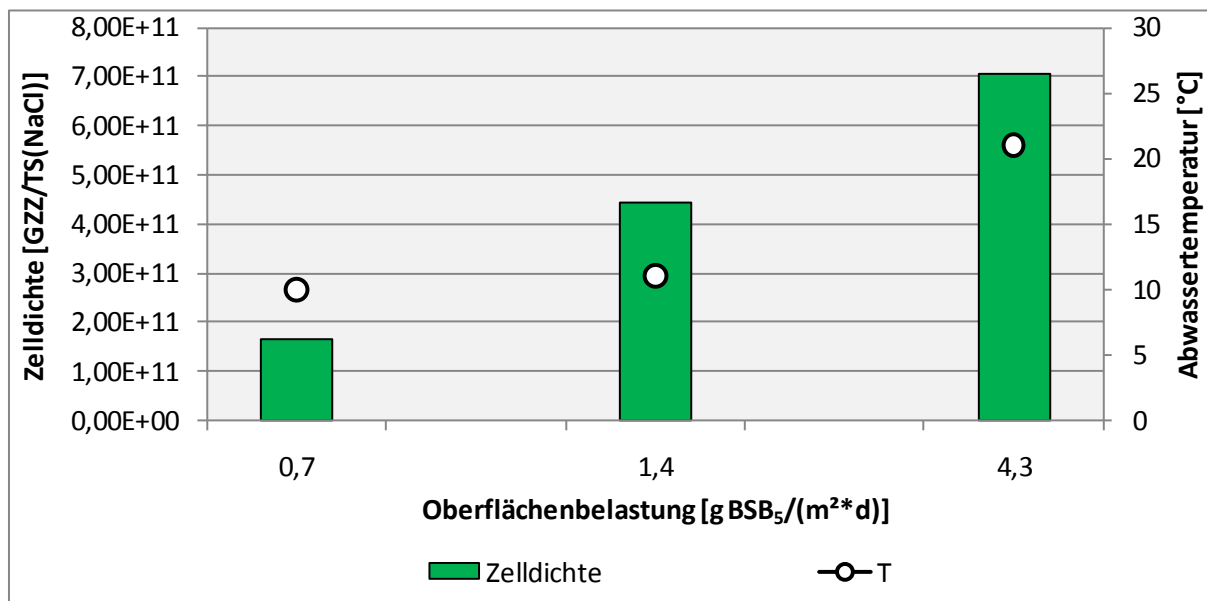
Abb. 3.30 zeigt die Biomassekonzentrationen im Reaktor bei unterschiedlicher Temperatur und Belastung. Es ist festzustellen, dass der suspendierte Anteil an Biomasse mit 0,2 bis 0,3 kg  $TS/m^3_R$ , trotz zunehmender organischer Belastung und Temperatur, lediglich 4 % der Gesamtbiomasse beträgt. Es wird eine Gesamtbiomassekonzentration von 7,0 kg  $TS/m^3_R$  erreicht. Der durch Schütteln leicht ablösbare Anteil an sessiler Biomasse liegt zwischen 50 und 60 % des gesamten auf den Aufwuchskörpern befindlichen Trockensubstanzgehaltes.

Eine Belastungserhöhung von 0,7 auf 1,4 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$  hatte, trotz annähernd konstant niedriger Abwassertemperatur von 10 / 11 °C, eine Erhöhung der Biomassekonzentration von 4,3 auf 7,0 kg  $TS/m^3_R$  zur Folge. Das entspricht der maximalen erreichten Biomasse während des Versuchszeitraumes. Eine weitere Erhöhung der Oberflächenbelastung auf 4,3 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$  und ebenso höhere Temperaturen von 21 °C lösten kein weiteres Biomassewachstum aus. Allerdings fand eine Zunahme der Zellen in der sessilen Trockensubstanz statt. Abb. 3.31 zeigt die Zunahme der Zelldichte im Biofilm mit steigender Oberflächenbelastung.

**Abb. 3.30: Biomassekonzentrationen im Bioreaktor bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen**



**Abb. 3.31: Zelldichte am Aufwuchskörper bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen**



#### 3.4.4 Entwicklung der Biomasse (TS) auf K1 und K2 und in der Suspension sowie der Zelldichte in WSB® - Kleinkläranlagen

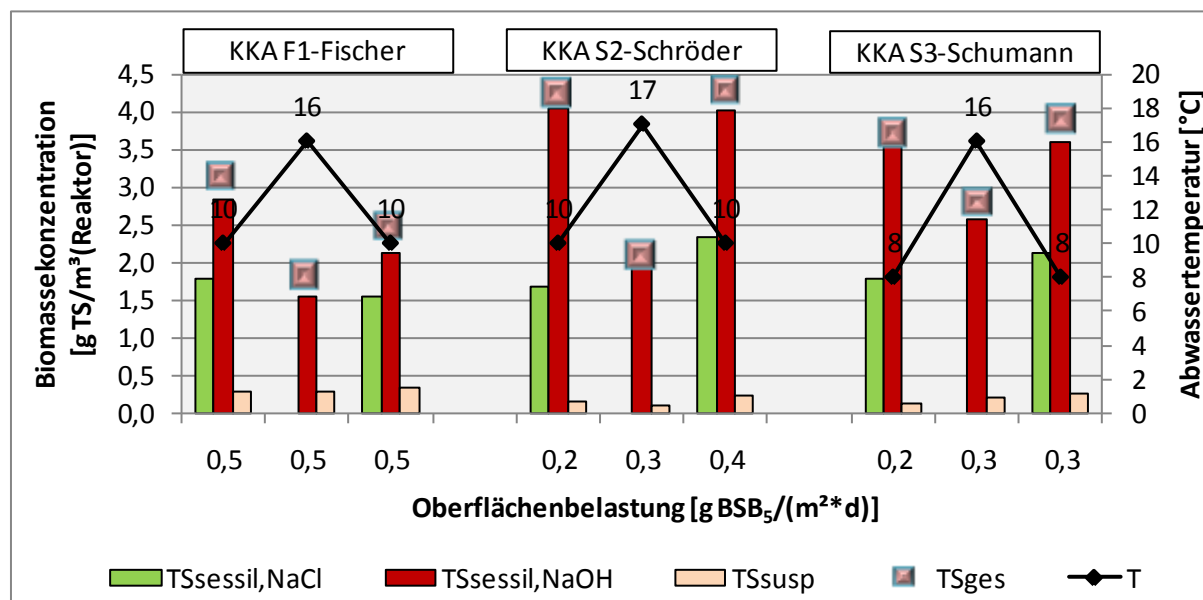
Im Kapitel 3.3.2.3.1 sind Versuchsaufbau und -durchführung der Kleinkläranlagen F1 (Fam. Fischer), S2 (Fam. Schröder) sowie S3 (Fam. Schumann) beschrieben. Die Betrachtung der Praxisanlagen bestätigt die Grundaussagen der Laboranlagen, halbtechnischen und technischen Versuchsanlagen. Trotz niedrigster Belastung der Kleinkläranlagen zwischen

0,2 und 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) werden Biomassekonzentrationen zwischen 1,8 und 4,3 kg TS<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub> erreicht, wobei der sessile Anteil 84 bis 96 % beträgt. Die suspendierte Biomassekonzentration beläuft sich auf 0,1 – 0,3 kg TS<sub>susp</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub>.

Auffällig bei den Anlagen ist (siehe Abb. 3.32), dass gerade bei den niedrigen Temperaturen von 8 und 10 °C hohe Biomassekonzentrationen (2,5 bis 4,3 kg TS<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub>) erreicht werden. Bei höheren Temperaturen von 16 / 17 °C betragen diese lediglich 1,8 bis 2,8 kg TS<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup><sub>R</sub>.

Die Gesamtzellzahlen wurden ausschließlich in der ersten Versuchsreihe bestimmt, sodass die Zelldichte auch nur hierfür angegeben werden kann. Sie liegt mit  $2 - 3 \cdot 10^{11}$  GZZ/g TS<sub>NaCl</sub> bei allen Anlagen in derselben Größenordnung.

**Abb. 3.32: Biomassekonzentrationen im Bioreaktor von WSB® - Kleinkläranlagen bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen**



### 3.5 Kenngrößen des WSB® - Verfahrens

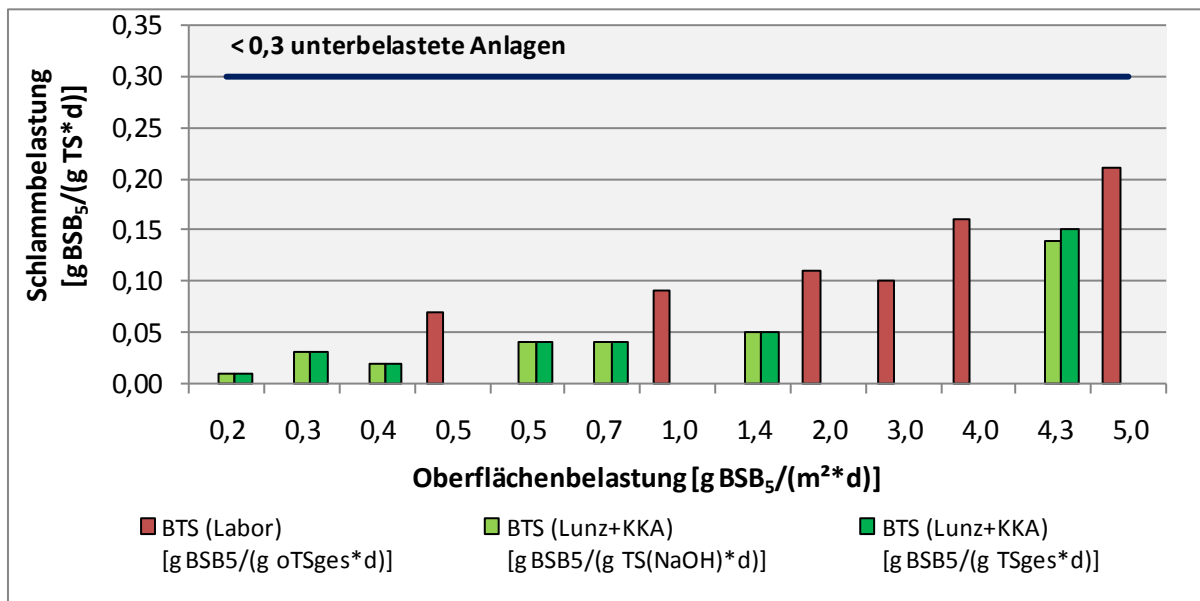
Es gibt Hinweise, dass Belebtschlammflocken in Abhängigkeit von ihrer Größe ähnliche Merkmale wie Biofilme ausbilden (z. B. EPS – Bildung). Durch die Möglichkeit der Bestimmung des TS – Gehaltes auf den Aufwuchskörpern wird ein Kenngrößenvergleich des Belebungsverfahrens mit dem WSB® - Verfahren ausführbar.

### 3.5.1 Schlammbelastung $B_{TS}$

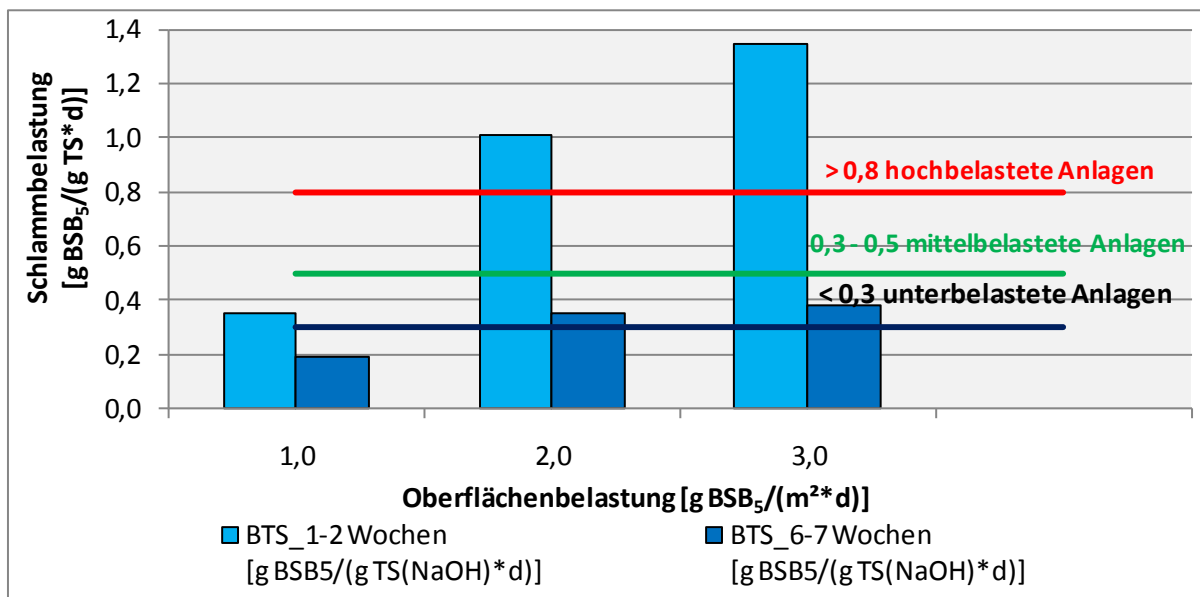
In Abb. 3.33 sind die Schlammbelastungen der Versuchs- und Praxisanlagen, in Abb. 3.34 die Schlammbelastung der Anlagen zu den Einfahrversuchen dargestellt. Es sind verschiedene Bezüge zur Trockensubstanz mit folgender Bedeutung verwendet worden:

- $oTS_{ges}$ : sessile ( $oTS_{sessil}$ ) und suspendierte Biomasse ( $oTS_{susp}$ ) der Laborversuche,
- $TS_{NaOH}$ : sessile Biomasse (vollständig mit NaOH abgelöst),
- $TS_{ges}$ : sessile ( $TS_{NaOH}$ ) und suspendierte Biomasse ( $TS_{susp}$ ).

**Abb. 3.33: Schlammbelastung  $B_{TS}$  eingefahrener WSB® - Versuchsanlagen in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung  $B_{A,BSB5}$**



**Abb. 3.34: Schlammbelastung  $B_{TS}$  von WSB® - Versuchsanlagen während der Einfahrphase in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung  $B_{A,BSB5}$**



Aufgrund des geringen Anteils suspendierter Biomasse ist die Schlammbelastung bezogen auf die Biomasse der Aufwuchskörper etwa gleich groß der Schlammbelastung bezogen auf die Gesamtbiomasse im Reaktor. Im Mittel betrug die Schlammbelastung  $0,07 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$ .

Die Versuchsanlagen zeigen nach 1 – 2 Wochen Einfahrphase die Merkmale mittel- bis hochbelasteter Anlagen. Nach 6 – 7 Wochen liegen sie im mittleren bis unterlastigen Bereich. Es ist erkennbar, dass die Einfahrphase noch nicht abgeschlossen ist. Entsprechend der vorliegenden Oberflächenbelastung ist am Ende der Einfahrphase mit einer Schlammbelastung  $< 0,15 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d})$  (vgl. Abb. 3.33) zu rechnen.

### 3.5.2 Überschussschlamm $\text{TS}_{\text{ÜS}}$

Beim  $\text{WSB}^{\text{®}}$  - Verfahren wird der Überschussschlamm  $\text{TS}_{\text{ÜS}}$  durch den zufließenden Feststoffgehalt  $\text{TS}_{0,\text{Rest}}$  und dem im Bioreaktor von den Aufwuchskörpern abgescherte Schlamm gebildet. Ebenso wie beim Belebungsverfahren hat der Feststoffgehalt im Zulauf zum  $\text{WSB}^{\text{®}}$  - Reaktor  $\text{TS}_{0,\text{Rest}}$  einen wesentlichen Einfluss auf die Überschussschlammproduktion.

Da beim  $\text{WSB}^{\text{®}}$  - Verfahren keine Schlammrückführung stattfindet, entspricht der aus der biologischen Reinigungsstufe ausgetragene Feststoffgehalt  $\text{TS}_{\text{ÜS}}$  bzw.  $\text{TS}_{\text{susp}}$  dem Überschussschlamm, welcher auch den Feststoffgehalt am Ablauf der Anlage  $\text{TS}_{\text{e}}$  einschließt.

#### Laborversuche (Versuchsreihen CB-05, CB-1,0, CB-2,0, CB-3,0, CB-4,0, CB-5,0)

Die Laborversuche wurden unter definierten Temperatur- und Belastungsbedingungen gefahren. Um den Feststoffeinfluss im Zulauf zu den Reaktoren zu minimieren, erfolgte die Filtrierung des Zulaufes über einen Tuchfilter (siehe 3.3.1.1). In Tabelle 3.12 sind die Überschussschlammkonzentrationen sowie die spezifischen Schlammproduktionen dargestellt.

Zulauf filtriert über Tuchfilter:

$\text{TS}_{0,\text{Rest}}$ / $\text{BSB}_5$ -Verhältnis:	$0,6 \pm 0,1$	$104 \pm 35 \text{ mg TS}_{0,\text{Rest}}/\text{L}$
---	---------------	---

**Tabelle 3.12: Mittlere Überschussschlammkonzentration und spezifische Schlammproduktion bei verschiedenen Reaktorfüllgraden**

	<b>Überschussschlamm- konzentration [mg TS<sub>ÜS</sub>/L]</b>	<b>Spezifische Schlammproduktion [kg TS<sub>ÜS</sub>/kg BSB<sub>5</sub>]</b>
Reaktor A 50 % Füllgrad	147 ± 76	0,79 ± 0,45
Reaktor B 40 % Füllgrad	137 ± 57	0,73 ± 0,30
Reaktor C 30 % Füllgrad	119 ± 90	0,63 ± 0,49
Reaktor D 20 % Füllgrad	92 ± 50	0,49 ± 0,27

Damit wird die Tendenz deutlich, dass höhere Füllgrade im Reaktor auch höheren Überschussschlammanfall bedeuten.

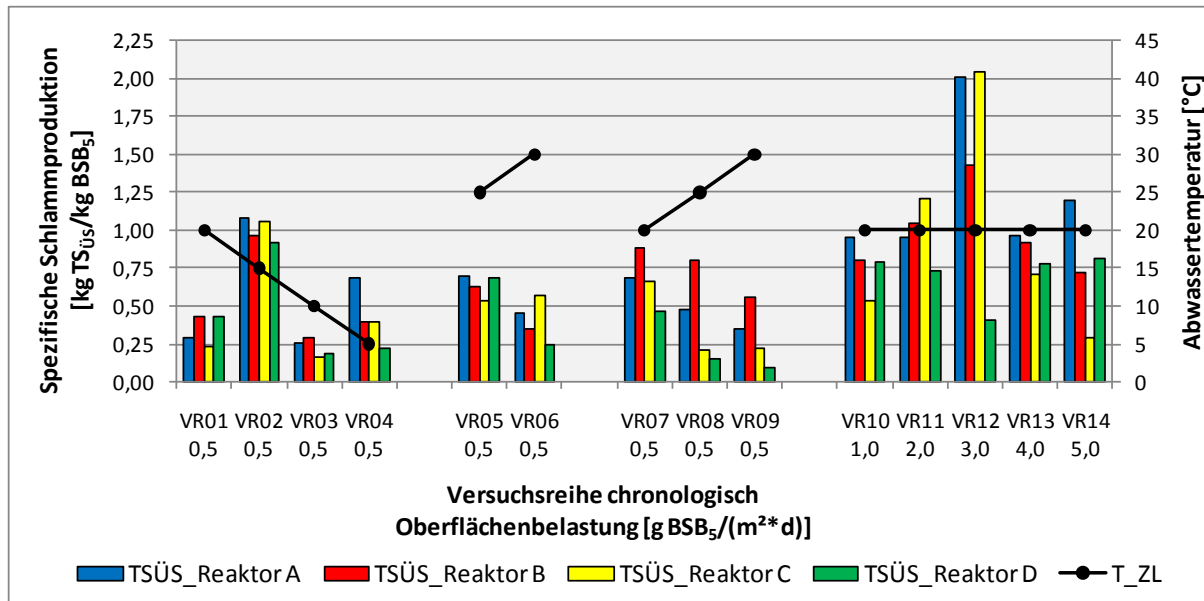
Abb. 3.35 stellt den spezifischen Überschussschlammanfall in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur sowie der Oberflächenbelastung dar.

Ein direkter Zusammenhang der Überschussschlammentwicklung und der Temperatur ist nicht erkennbar.

Vergleichsweise vermehrter spezifischer Überschussschlammanfall trat bei den Versuchsreihen VR02 (Oberflächenbelastung 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d), 15 °C) und VR12 (Oberflächenbelastung 3,0 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d), 20 °C) auf. Ursache könnten temperatur- und lastbedingte Änderungen sein und damit Änderungen in der Zusammensetzung der Organismenstruktur sein, welche kurzzeitig zu erhöhtem Überschussschlammanfall führen.

Generell kann festgestellt werden, dass die Oberflächenbelastung die Überschussschlammentwicklung beeinflusst. Bei geringen Oberflächenbelastungen von 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) beträgt der TS<sub>ÜS</sub> im Mittel 0,43 (ohne VR02) bis 0,5 kg TS<sub>ÜS</sub>/kg BSB<sub>5</sub>. Bei höheren Oberflächenbelastungen (1 bis 5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)) wird eine Überschussschlammenge von durchschnittlich 0,84 (ohne VR12) bis 0,97 g TS<sub>ÜS</sub>/g BSB<sub>5</sub> produziert.

**Abb. 3.35: Spezifischer Überschussschlammanfall  $TS_{\text{ÜS}}$  von K1 bei verschiedenen Füllgraden, Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen**

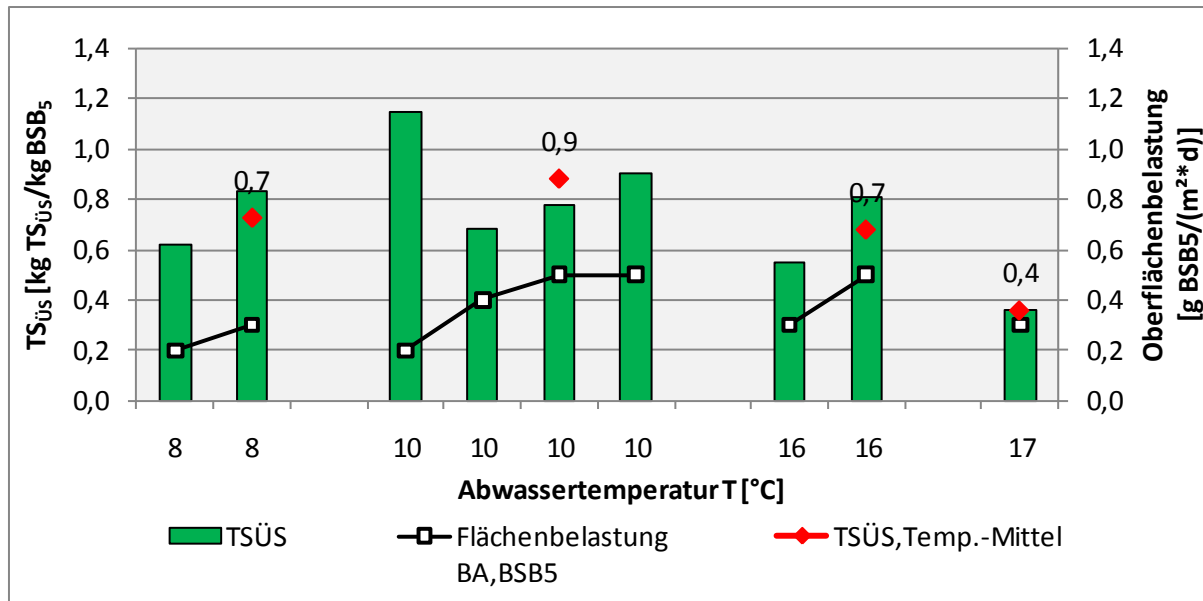


#### Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3)

Der Zulauf der Kleinkläranlagen wird durch eine Vorklärung vorgereinigt. Die Oberflächenbelastungen der biologischen Reinigungsstufe liegen zwischen 0,2 und 0,5 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$ , die spezifischen Überschussschlammmengen zwischen 0,36 und 1,15 kg  $TS_{\text{ÜS}}/kg BSB_5$  (siehe Abb. 3.36). Folgende mittlere Überschussschlammmengen wurden ermittelt:

$TS_{0, \text{Rest}} / BSB_5$ - Verhältnis:	$0,5 \pm 0,2$	$160 \pm 44 \text{ mg } TS_{0, \text{Rest}}/L$
KKA:	$0,74 \pm 0,21 \text{ kg } TS_{\text{ÜS}}/kg BSB_5$	$239 \pm 78 \text{ mg } TS/L$

**Abb. 3.36: Spezifischer Überschussschlammanfall  $TS_{ÜS}$  von WSB® Kleinkläranlagen bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen  $< 0,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$**



#### Versuchsanlage im technischen Maßstab Kläranlage Lunzenau (L)

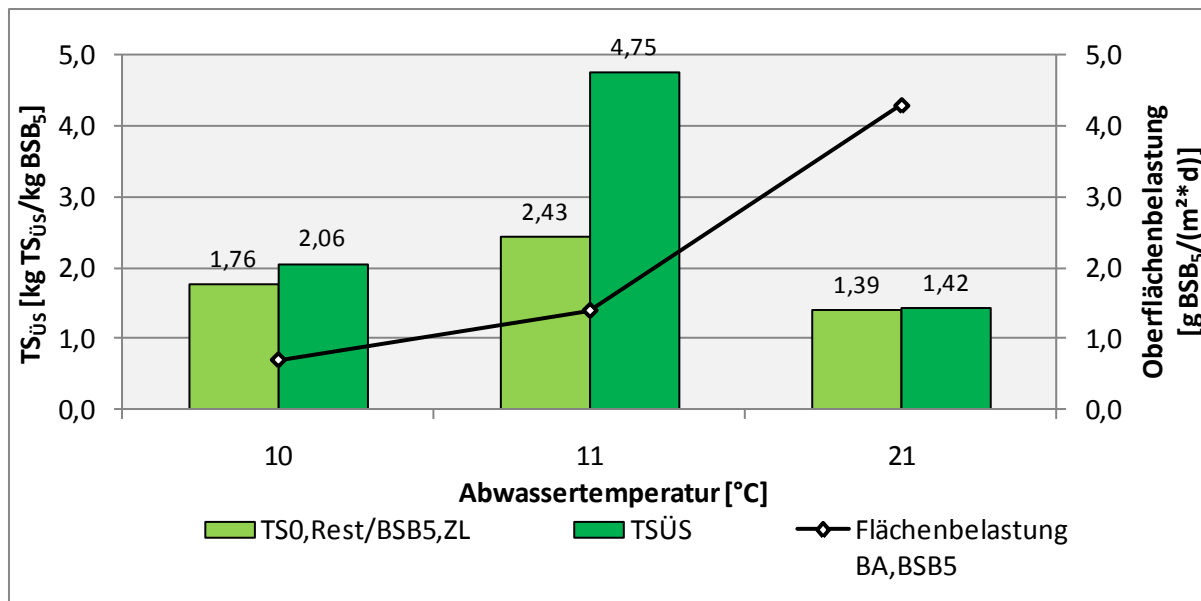
Die Abwässer der Kläranlage Lunzenau werden lediglich durch einen Rechen mechanisch vorgereinigt. Bedingt durch den Zufluss aus der Papierfabrik fließen der Anlage große Feststoffmengen zu. Das mittlere  $TS_{0,Rest} / BSB_5$  – Verhältnis liegt mit  $1,9 \pm 0,4$  wesentlich über dem kommunaler Anlagen von 0,4 bis 1,2 (ATV-DVWK A 131 2000). Das spiegelt sich in den spezifischen Überschussschlammmengen deutlich wider (siehe Abb. 3.37). Die mittleren Überschussschlammmengen betrugen:

$TS_{0,Rest} / BSB_5$ - Verhältnis:	$1,9 \pm 0,4$	$274 \pm 69 \text{ mg } TS_{0,Rest}/L,$
Versuchsanlage:	$2,74 \pm 1,44 \text{ kg } TS_{ÜS}/\text{kg BSB}_5$	$211 \pm 75 \text{ mg TS/L.}$

In Abb. 3.37 ist neben dem spezifischem Überschussschlammanfall auch das Verhältnis von  $TS_{0,Rest} / BSB_5$  abgebildet. Es wird deutlich, dass der Zuwachs an Biomasse in der WSB® - Stufe verhältnismäßig gering ist. Der Überschussschlammanfall wurde hauptsächlich durch die eingetragenen Feststoffe im Zulauf verursacht. Bei der mittleren Versuchsreihe ist der erhöhte Überschussschlammanfall ebenfalls auf die Verdopplung der Belastung bei niedrigen Temperaturen zurückzuführen, welche eine Veränderung der Mikroorganismenpopulation bewirkt.



**Abb. 3.37: Spezifischer Überschussschlammanfall  $TS_{\text{ÜS}}$  der Versuchsanlage KA Lunzenau bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen**



Zusammenfassend kann angemerkt werden, dass die Überschussschlammproduktion weitgehend temperaturunabhängig erfolgt. Bei eingefahrenen Anlagen liegt der spezifische Überschussschlammanfall  $TS_{\text{ÜS}}$  für  $TS_0/BSB_5$  – Verhältnis um 0,5 bei Anlagen mit einer Oberflächenbelastung bis 0,5 g  $BSB_5$ /(m<sup>2</sup>\*d) um 0,5 kg  $TS_{\text{ÜS}}$ /kg  $BSB_5$  und bei Oberflächenbelastungen über 1,0 g  $BSB_5$ /(m<sup>2</sup>\*d) um 1,0 kg  $TS_{\text{ÜS}}$ /kg  $BSB_5$ . Temperatur- und Lasterhöhungen können zwischenzeitlich zur Erhöhung des Überschussschlammanfalls führen. Nach Anpassung der Mikroorganismen an die neue Situation sinkt er auf das vorherige Niveau. Der enorme Einfluss der Feststoffkonzentration im Zulauf auf den Überschussschlammanfall wird am Beispiel der Versuchsanlage Lunzenau deutlich.

### 3.5.3 Schlammalter $t_s$ und Wachstumsrate $\mu$

Während bei Belebungsanlagen das entsprechende Schlammalter über den Rücklaufschlamm erreicht wird, ist diese Größe für Biofilmanlagen schwierig zu bestimmen. Die Austauschrate von Organismen im Biofilm und damit die mittlere Verweilzeit sind nur mit hohem Aufwand ermittelbar. Als Äquivalentgröße zum Belebtschlammalter wird das Schlammalter im Biofilm als Biofilmmalter bezeichnet.

### 3.5.3.1 Rechnerische Bestimmung von Biofilmalter und Wachstumsrate über die Trockensubstanz

Das rechnerische Biofilmalter wird für die Laborversuche, die Kleinkläranlagen und die technischen Versuche auf der Kläranlage Lunzenau nach Gleichung (Gl. 1.3), die Wachstumsrate  $\mu$  nach Gleichung (Gl. 1.4) ermittelt. Für die Bestimmung des Schlammalters bzw. Biofilmalters gilt Gleichung (Gl. 1.3) unter Berücksichtigung folgender Besonderheiten (siehe Gleichung (Gl. 3.8)):

$$t_s = \frac{TS_{BB}}{TS_{\ddot{U}S}} = \frac{(TS_{sessil} + TS_{susp})}{TS_{susp}} \quad [d] \quad (\text{Gl. 3.8})$$

$t_s$	rechnerisches Biofilmalter bzw. Schlammalter	[d],
$TS_{BB}$ :	Schlamm Trockensubstanz im Belebungsbecken	[kg/m <sup>3</sup> ],
$TS_{\ddot{U}S}$	tägliche Überschussschlammproduktion, bezogen auf 1 m <sup>3</sup> Belebungsbecken	[kg/(m <sup>3</sup> *d)],
$TS_{sessil}$ :	sessile Biomasse $TS_{NaOH}$ von 1 m <sup>3</sup> Belebungsbecken	[kg/m <sup>3</sup> ],
$TS_{susp}$ :	Schlamm Trockensubstanzkonzentration im Wasservolumen des Reaktors	[kg/m <sup>3</sup> ],
$TS_{susp}$ :	täglich anfallende suspendierte Biomasse, die auch als Überschussschlamm den Bioreaktor verlässt	[kg/(m <sup>3</sup> *d)].

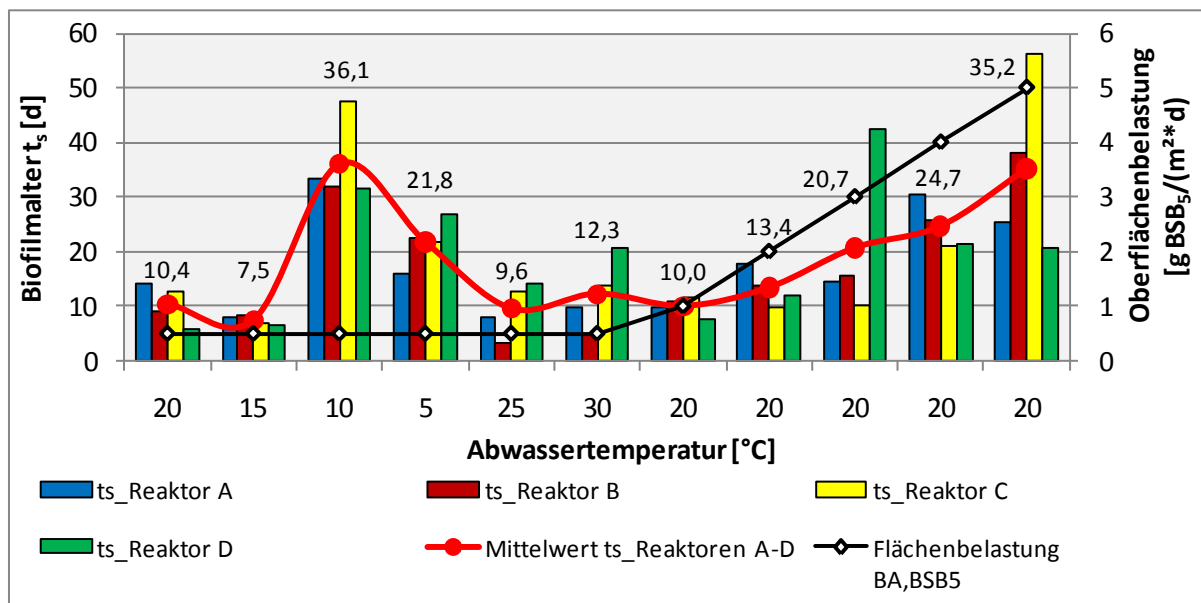
Tabelle 3.13 fasst die mittleren Größen zum Biofilmalter  $t_s$  und zur Wachstumsrate  $\mu$  als Mittelwert der Versuchsreihen zusammen.

**Tabelle 3.13: Rechnerisches mittleres Biofilmalter und Wachstumsrate von WSB® - Anlagen**

Anlage	Aufwuchs-körpertyp	Biofilmalter $t_s$ [d]	Wachstumsrate $\mu$ [d <sup>-1</sup> ]
<b>Laborversuche, Reaktoren:</b>			
A (50 % Füllgrad)	K1	15,6 ± 8,2	0,08 ± 0,04
B (40 % Füllgrad)	K1	16,0 ± 10,0	0,10 ± 0,07
C (30 % Füllgrad)	K1	18,3 ± 14,5	0,08 ± 0,05
D (20 % Füllgrad)	K1	17,0 ± 10,6	0,09 ± 0,05
<b>Kleinkläranlagen</b>			
F1	K2	7,8 ± 1,9	0,14 ± 0,03
S2	K1	20,3 ± 3,0	0,05 ± 0,01
S3	K1	16,7 ± 5,2	0,07 ± 0,02
Lunzenau	K1	22,6 ± 1,4	0,04 ± 0

In Auswertung der Berechnung kann festgestellt werden, dass es offenbar Unterschiede hinsichtlich des Aufwuchskörpertyps gibt. Während die K1 – Anlagen mittlere Biofilmmalter zwischen 16 und 23 Tagen und Wachstumsraten unter  $0,1 \text{ d}^{-1}$  aufweisen, liegt die mit K2 bestückte Kleinkläranlage bei 8 Tagen Biofilmmalter und Wachstumsraten größer  $0,1 \text{ d}^{-1}$ . Reaktor C, der mit 30 % Füllgrad dem theoretisch günstigsten Füllgrad besitzt, erreicht mit durchschnittlich 18 Tagen das höchste Biofilmmalter bei den Laboruntersuchungen.

**Abb. 3.38: Rechnerisches Biofilmmalter  $t_s$  von K1 bei verschiedenen Füllgraden, Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen**

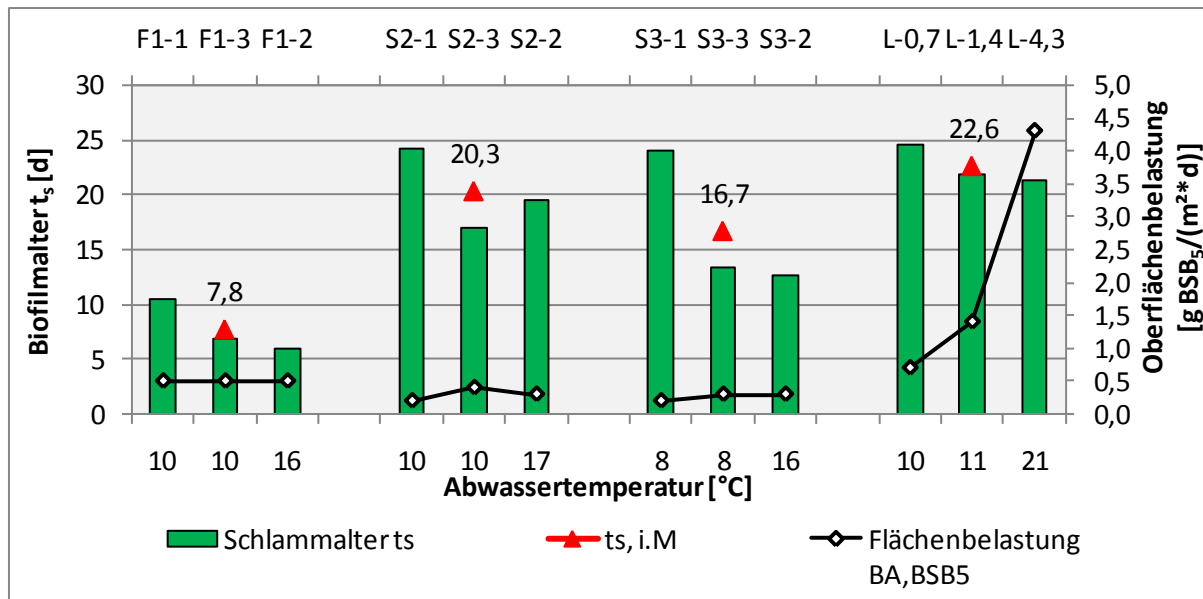


Die Betrachtung der Laborversuche (siehe Abb. 3.38) lassen sich wie folgt zusammenfassen. Bei Oberflächenbelastungen von  $0,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  beeinflusst die Abwassertemperatur das Biofilmmalter und die Wachstumsrate:

- $T \leq 10 \text{ °C}$   $\Rightarrow t_s: 22 - 36 \text{ d}$   $\mu: 0,03 - 0,05 \Rightarrow t_s \text{ hoch} / \mu \text{ gering,}$
- $T = 15 \text{ °C}$   $\Rightarrow t_s: 8 \text{ d}$   $\mu: 0,14 \Rightarrow t_s \text{ niedrig} / \mu \text{ erhöht,}$
- $T \geq 20 \text{ °C}$   $\Rightarrow t_s: \text{ca. } 10 \text{ d}$   $\mu: 0,12 \Rightarrow t_s \text{ niedrig} / \mu \text{ erhöht.}$

Bei konstanter Temperatur von  $20 \text{ °C}$  und steigender Belastung nimmt das rechnerische Biofilmmalter zu und die Wachstumsrate ab.

**Abb. 3.39: Rechnerisches Biofilmmalter  $t_s$  von WSB® Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3) und der Versuchsanlage Lunzenau (L) bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen**



Beim Vergleich der Erkenntnisse aus den Labordaten spiegeln sich diese in den Praxisanlagen wider (siehe Abb. 3.39). Bei niedriger Belastung und Temperaturen unter 20 °C wird ein hohes Biofilmmalter erreicht, bei Temperaturen über 20 °C bleibt es trotz steigender Belastung konstant.

Die Ermittlung des rechnerischen Biofilmmalters lässt klar den Vorteil der Biofilmanlagen erkennen. Bei niedrigen Temperaturen ( $\leq 10$  °C) werden Biofilmmalter um 20 Tage erreicht, bei höheren Temperaturen (ca. 20 °C) etwa 10 Tage. Die Oberflächenbelastung beeinflusst das Biofilmmalter ebenfalls. Bei Oberflächenbelastungen bis 2 g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d) beträgt das Biofilmmalter bis zu 20 Tagen und erhöht sich bei steigender Belastung bis zu 35 Tagen bei Belastungen von 5 g BSB<sub>5</sub>/(m²\*d). Somit sind ganzjährig die Bedingungen für die Nitrifikation gewährleistet.

### 3.5.3.2 Rechnerische Bestimmung des Zusammenhangs von Biofilmmalter und Schlammbelastung (Faktor $a^*$ )

Interessant für die WSB® - Anlagen ist die Ermittlung des Faktor  $a^*$  durch Umstellung der Gleichung (Gl. 1.5):

$$a^* = \frac{1}{t_s \cdot B_{TS}} \quad [-] \quad (\text{Gl. 3.9})$$

Für das rechnerische Biofilmalter  $t_s$  und die Schlammbelastung  $B_{TS}$  mit den mittleren Werte von

$$t_s = 19 \text{ d},$$

$$B_{TS} = 0,07 \text{ kg BSB}_5/(\text{kg TS} \cdot \text{d}),$$

ermittelt sich  $a^*$  im Mittel zu 0,75, sodass für WSB® - Anlagen für K1 Gleichung (Gl. 3.10) gilt:

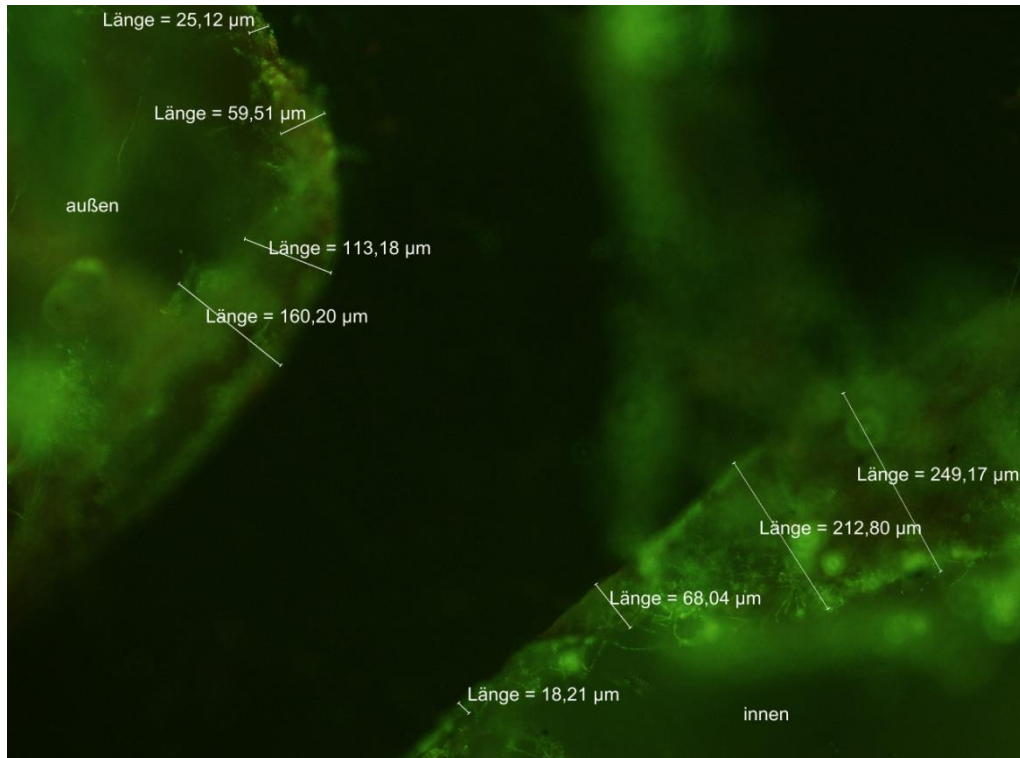
$$t_s = \frac{1}{0,75 \cdot B_{TS}} \quad [\text{d}] \quad (\text{Gl. 3.10}).$$

### 3.6 Stofftransport am Biofilm

#### 3.6.1 Bestimmung der Biofilm – Schichtdicken und Mikroorganismenarten

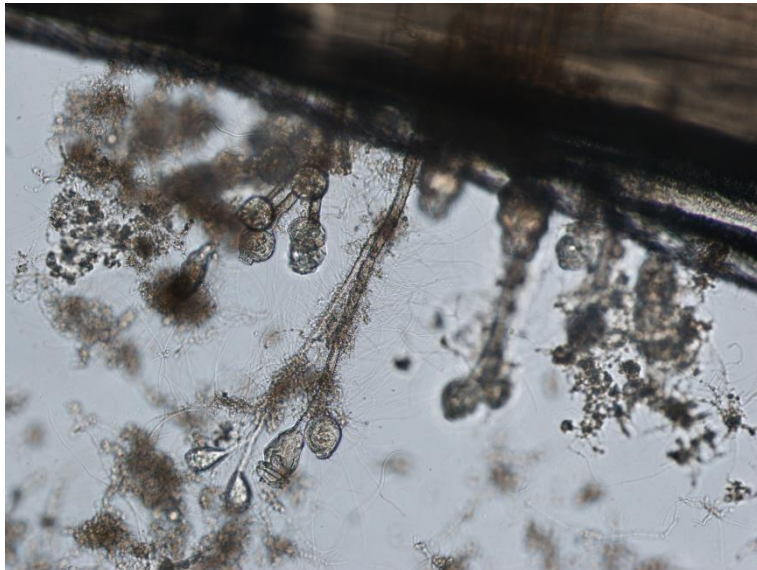
Die Bestimmung der Schichtdicken der Biofilme erfolgte unter definierten Bedingungen. Die Biofilme der mit unterschiedlichen Füllgraden arbeitenden Reaktoren A bis D wurden unter gleichen Bedingungen untersucht. Hierbei betrug die Abwassertemperatur 20 °C. Die Reaktoren wurden zum Untersuchungszeitpunkt mit einer Flächenbelastung von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) gefahren. Es kann festgestellt werden, dass der geschützte Innenbereich der Aufwuchskörper zugewachsen war. Eine genaue Bestimmung der Schichtdicke des Biofilms gestaltet sich aufgrund seiner zerklüfteten Struktur als schwierig (siehe Abb. 3.40). Hierdurch wird deutlich, dass der Biofilm keineswegs homogen ist, sondern zerklüftet und somit eine viel größere Oberfläche mit guten Diffusionsmöglichkeiten besitzt, als sie der eigentliche Aufwuchskörper geometrisch aufweist. Gemessen wurden Biofilmschichtdicken an den geschützten Innenflächen. Die Biofilmschichtdicke betrug bis ca. 450 µm, vereinzelt bis maximal 1.100 µm. An den ungeschützten Außenflächen konnten Schichtdicken bis ca. 100 µm, selten bis 160 µm ermittelt werden. An vielen Stellen lagen die Schichtdicken weit unter den genannten Größen. Unter den oben genannten Bedingungen konnte keine Korrelation zwischen Füllgrad und Biofilmschichtdicke festgestellt werden.

**Abb. 3.40 Schichtdicken des Biofilms am K1 – Aufwuchskörper bei einer Abwassertemperatur von 20 °C und einer Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermaterials von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d); Foto: Noack**



Hinsichtlich der Mikroorganismenarten stellte Noack (2010) sessile Ciliaten (Wimpertierchen) (z. B. *Vorticella* spp., *Opercularia* spp.) fest, welche sich mit ihrem Stiel an nahezu jedem Platz der Aufwuchskörperoberfläche anhefteten. Die Stiele wiederum waren ihrerseits von Bakterien besiedelt (siehe Abb. 3.41). Auch Flagellaten (farblose Geißeltierchen) (z. B. *Potteriodendron* spp.) wurden entdeckt. Seltener und wenig dominant waren Pilze vertreten. Tierische Makroorganismen wurden im Biofilm nicht gefunden.

**Abb. 3.41: Mikroorganismen (Ciliaten und Bakterien) des Biofilms am K1 – Aufwuchskörper bei einer Abwassertemperatur von 20 °C und einer Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermaterials von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d); Foto: Noack**



Wimpertierchen und Geißeltierchen fressen sessile oder frei suspendierte Bakterien. Viele Arten von Geißeltierchen sind in der Lage, Sauerstoffkonzentrationen unter 0,5 mg /L zu ertragen. Unter den Wimpertierchen gibt es einige Arten, die sogar bei Anwesenheit von Schwefelwasserstoff leben können. Die in großer Anzahl vorkommenden Einzeller verursachen aufgrund der von ihnen erzeugten Mikroströmungen eine Erhöhung der Diffusionsrate (Röske, Uhlmann 2005).

### 3.6.2 Bestimmung von Sauerstoffprofilen beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren

Für die Ermittlung des Sauerstoffprofils wurden Aufwuchskörper aus einer typischen WSB<sup>®</sup> - Kleinkläranlage für 4 Einwohner gewählt. Zum Zeitpunkt der Untersuchung waren an die Anlage 4 E angeschlossen. Im Rahmen einer Messreihe wurden die in Tabelle 3.14 dargestellten mittleren Anlagendaten ermittelt. Der Sauerstoff O<sub>2,min</sub> ist der minimale Sauerstoffgehalt, der während der belüftungsfreien Zeit im Bioreaktor gemessen worden war. Der O<sub>2,max</sub> – Wert ist der maximale Sauerstoffgehalt während der Belüftungsphase. Die Abwasserzuflussmenge betrug ca. 200 L/d. Im Bioreaktor waren 470 L K1 installiert. Das entspricht einer Oberfläche von 235 m<sup>2</sup>. Während des Betrachtungszeitraumes betrug die Oberflächenbelastung ca. 0,34 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d).

**Tabelle 3.14: Mittlere Anlagendaten der 4 EW Anlage**

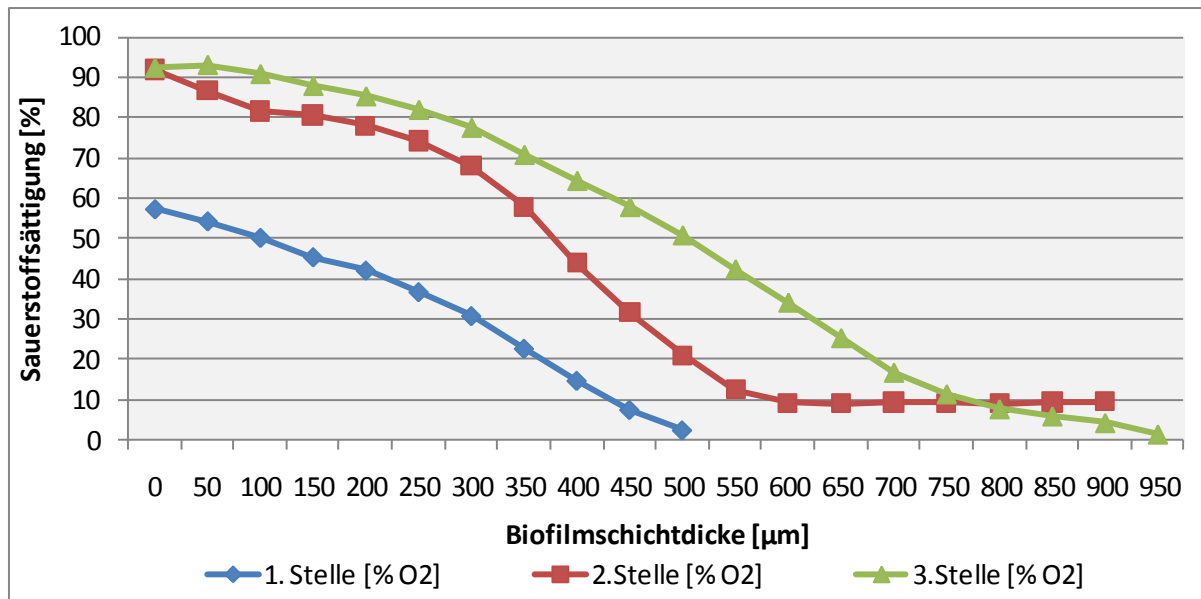
Parameter	Einheit	Messort	
		im Bioreaktor	
O <sub>2,min</sub>	[mg/L]	2,7	
O <sub>2,max</sub>	[mg/L]	3,7	
Temperatur	[°C]	15,8	
		Zulauf Bioreaktor	Ablauf Nachklärung
pH - Wert	[-]	7,8	7,4
CSB	[mg/L]	902	93
BSB <sub>5</sub>	[mg/L]	400	27
NH <sub>4</sub> -N	[mg/L]	101	21
NO <sub>3</sub> -N	[mg/L]	0,8	43,8
NO <sub>2</sub> -N	[mg/L]	0,4	0,7
N <sub>ges</sub>	[mg/L]	132	79
P <sub>ges</sub>	[mg/L]	23,2	18

Die Anlage erreichte eine Reduzierung von BSB<sub>5</sub> um 93 % und des CSB um 90 % und besaß eine gute Nitrifikationsleistung. Ammoniumstickstoff wurde zu 79 % umgesetzt. Der Gesamtstickstoffanteil wurde um 40 % und der Gesamtphosphatanteil um 22 % reduziert.

Trotz geringer Oberflächenbelastung der Aufwuchskörper wurden Schichtdicken bis zu 1.000 µm ermittelt. Da die Biofilmdicke auf dem Aufwuchskörper selbst an verschiedenen Stellen unterschiedlich stark ausgeprägt ist, bestimmte Steinbrenner (2011) die Sauerstoffprofile an verschiedenen Stellen eines Aufwuchskörpers. Die Sauerstoffmessung im Biofilm erfolgte von außen nach innen. Um die Sonde nicht irreparabel zu schädigen, wurden die Messungen nicht bis zu einer Sättigung von 0 % O<sub>2</sub> durchgeführt. In Abb. 3.42 sind die Sauerstoffprofile grafisch dargestellt.



**Abb. 3.42: Sauerstoffprofile im Biofilm einer 4 EW – Anlage gemessen an drei verschiedenen Stellen des Aufwuchskörpers K1 (Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermaterials ca. 0,3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d))**



Das Sauerstoffprofil der ersten Messstelle weicht von dem der zweiten und dritten Messstelle bereits an der Oberfläche des Biofilms stark ab. Da das umgebende Abwasser gesättigt war, müsste auch hier die Sauerstoffsättigung nahe 100 % liegen. Steinbrenner (2011) begründet die Abweichung wie folgt: Die Sauerstoffprofile wurden im Abstand von einer Stunde nacheinander aufgenommen. Dabei wurde dasselbe Abwasser rezirkuliert, sodass bei der ersten Messung an der Stelle 1 mit dem Eindringen der Sonde in den Biofilm sofort Nährstoffumsetzungen und damit verbunden eine hohe Sauerstoffzehrung einsetzte. Bei den 2. und 3. Messungen, nach 2 bis 3 Stunden, war die Sauerstoffzehrung geringer und die Profile haben einen annähernd gleichen Verlauf.

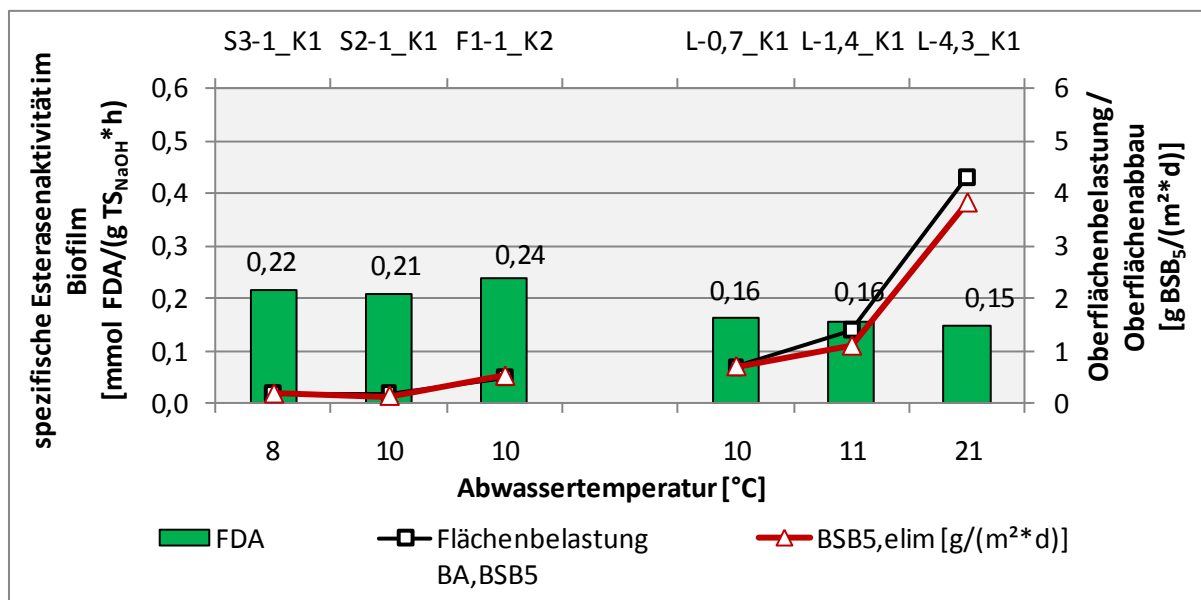
Aus Abb. 3.42 lässt sich ableiten, dass bei geringerer Belastung bis zu einer Tiefe von ca. 900 – 950 µm gelöster Sauerstoff nachweisbar ist. Bei guter Nährstoffversorgung wird der Sauerstoff bereits bei Schichtdicken von 500 µm mit höchster Aktivität an der Oberfläche des Biofilms vollständig aufgezehrt. Ab Biofilmdicken von etwa 750 µm liegt die Sauerstoffsättigung unter 10 %. Das zeigt, dass die Bedingungen nicht homogen sind und sich im Biofilm Zonen wechselnder Lebensbedingungen (aerob, anoxisch, anaerob) einstellen.

### 3.7 Esteraseaktivität im Biofilm

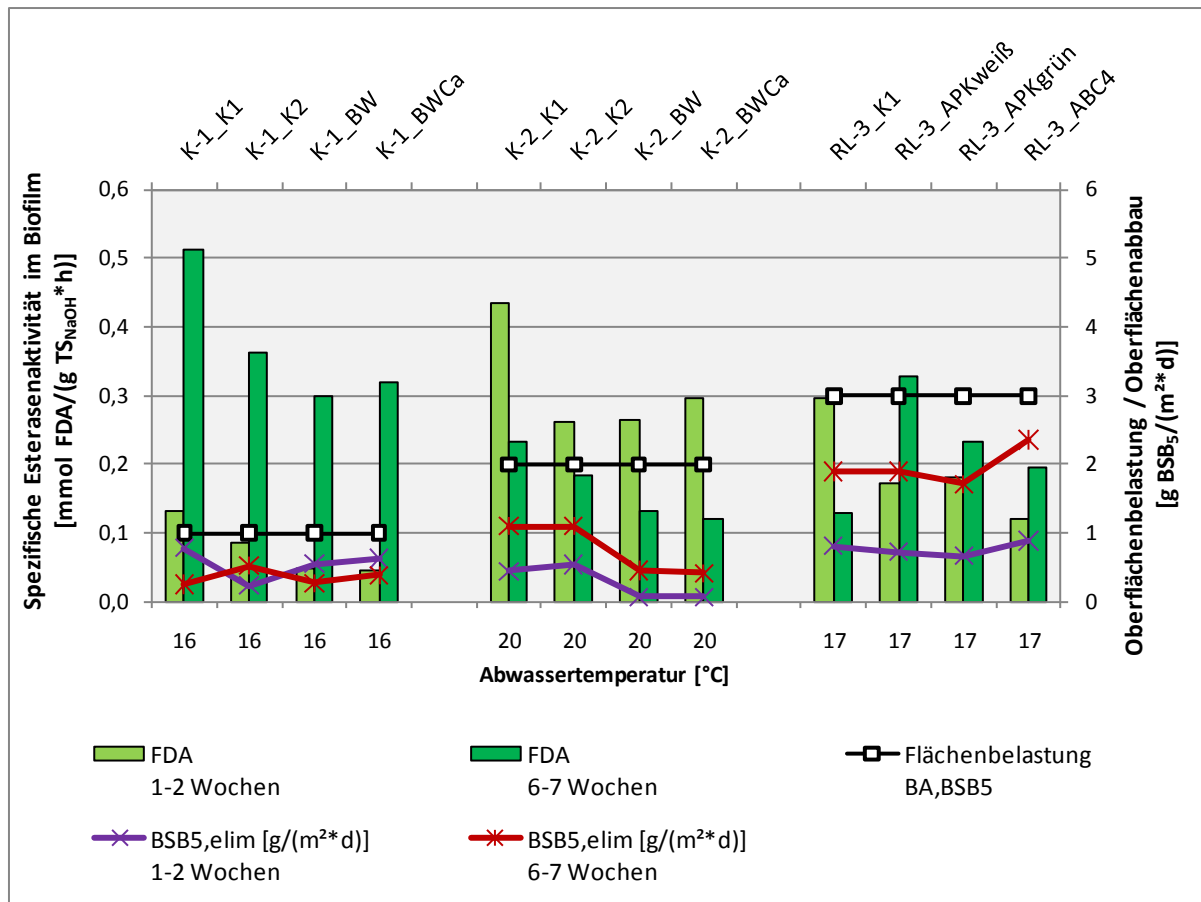
Unspezifische Esterasen sind Enzyme, die in den meisten heterotrophen Mikroorganismen ubiquitär sind und hydrolytische Ester – Spaltungen beim biologischen Abbau organischer Verbindungen katalysieren. Sie sind bei der Umsetzung eines breiten Spektrums von organischen Substanzen innerhalb diverser Stoffwechselwege beteiligt. Die Aktivität dieser Enzyme kann daher als allgemeines Maß der heterotrophen Abbauproduktivität angesehen werden und dient zur Abschätzung einer Mikroorganismengemeinschaft zur Hydrolyse von Biopolymeren. (Gellert et al. 1991, Obst et al. 1995)

Die Bestimmung der heterotrophen Aktivität im Biofilm wurde in Form der Fluoreszeinbildungsrate FDA [ $\mu\text{mol}/(\text{Aufwuchskörper} \cdot \text{h})$ ] bestimmt. Abb. 3.43 und 3.44 zeigen die spezifischen Fluoreszeinbildungsraten bezogen auf die Gesamttrockensubstanz  $\text{TS}_{\text{NaOH}}$  der Aufwuchskörper in adaptierten Biofilmen von Kleinkläranlagen und der Versuchsanlage der Kläranlage Lunzenau (siehe Abb. 3.43) sowie die Entwicklung in Biofilmen während der Einfahrphase nach 1 – 2 und nach 6 – 7 Wochen (siehe Abb. 3.44).

**Abb. 3.43: Spezifische Esteraseaktivität eingefahrener Anlagen (Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3; Versuche Kläranlage Lunzenau L) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung**



**Abb. 3.44: Spezifische Esteraseaktivität von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung**



Im Ergebnis der Untersuchung kann festgestellt werden, dass in eingefahrenen Anlagen die spezifische Esteraseaktivität unabhängig von Temperatur und Oberflächenbelastung mit durchschnittlich 0,22 mmol FDA/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) bei den Kleinkläranlagen und 0,16 mmol FDA/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) bei der Versuchsanlage auf der KA Lunzenau annähernd konstant ist (siehe Abb. 3.43). Frølund et. al. (1995) stellten bei Belebtschlamm Aktivitäten von 0,07 mmol / g TS fest. Diese liegen deutlich unter denen der Biofilme. Auch wenn die spezifische Esteraseaktivität gleichbleibend ist, so beträgt die BSB<sub>5</sub> - Flächenabbaurate bei einer Oberflächenbelastung < 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) ca. 97 %, bei Anlagen > 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) ca. 89 %.

Im Gegensatz hierzu unterliegt die spezifische Esteraseaktivität der in der Einfahrphase befindlichen Anlagen starken Schwankungen. Temperatur und Nährstoffangebot spielen eine Rolle bei der Enzymentwicklung.

Die Anlagen mit Abwassertemperatur < 20 °C starten mit geringer Esteraseaktivität. Sie steigt nach 6 – 7 Wochen Einfahrphase. Die Anlagen mit 20 °C Abwassertemperatur weisen

bereits nach 1 – 2 Wochen eine erhöhte Enzymaktivität auf, welche nach 6 – 7 Wochen auf ein bestimmtes Niveau absinkt.

Ein entscheidender Faktor für die Enzymbildung zu Beginn der Biofilmbildung ist das Nährstoffangebot. Die Anlage mit der höchsten Oberflächenbelastung zeigte nach 6 – 7 Wochen relativ stabile Enzymwerte auf und erreichte bereits eine BSB<sub>5</sub> - Eliminationsleistung von durchschnittlich 66 %. Dagegen zeigt die Anlage mit der niedrigsten Oberflächenbelastung nach 6 – 7 Wochen Abbauraten um 36 % und vergleichsweise hohe Enzymwerte.

Bei Betrachtung der Aufwuchskörper im Einzelnen, ist K1 der Aufwuchskörper mit der höchsten Enzymaktivität während der Startphase.

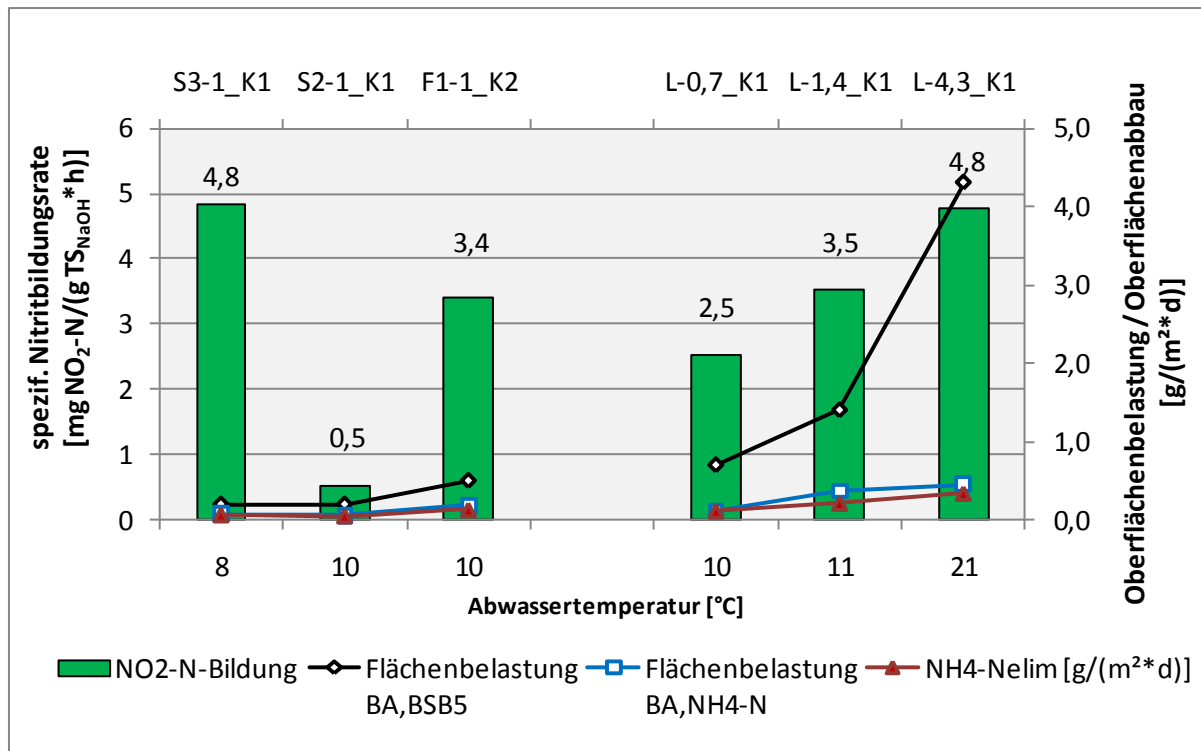
### **3.8 Stickstoffelimination im Biofilm**

Mit zunehmender Tiefe des Biofilms wechseln aerobe zu anoxischen Zonen. Das bedeutet, dass vom Sauerstoffmilieu Nitrifikation und Denitrifikation simultan möglich sind. Um die Potenziale im Biofilm zu ermitteln, wurden Messungen zur Nitritbildungsrate und zum Denitrifikationspotenzial durchgeführt.

#### **3.8.1 Ammoniumoxidation und Nitritbildungsrate**

Als Maß für die Leistungsfähigkeit einer Biozönose zur Ammoniumoxidation bzw. zur Nitrifikation wird die Nitritbildungsrate [ $\text{g NO}_2\text{-N}/(\text{L}\cdot\text{h})$ ] angesehen. In Abb. 3.45 und 3.46 sind die spezifischen Nitritbildungsraten des Biofilms bezogen auf die sessile Biomasse  $\text{TS}_{\text{NaOH}}$  für eingefahrene Anlagen (siehe Abb. 3.45) sowie dessen Entwicklung während der Einfahrphase (siehe Abb. 3.46) dargestellt.

**Abb. 3.45: Spezifische Nitritbildungsrate eingefahrener Anlagen (Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3; Versuche Kläranlage Lunzenau L) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung**



Bei der Betrachtung der im Betrieb befindlichen Kleinkläranlagen konnten in Abhängigkeit vom  $\text{NH}_4\text{-N} : \text{BSB}_5$  – Verhältnis trotz der geringen Abwassertemperatur von  $\leq 10^\circ\text{C}$  folgende Nitritbildungsrate und  $\text{NH}_4\text{-N}$  Umsatzleistungen festgestellt werden:

$$\text{NH}_4\text{-N} : \text{BSB}_5 = 0,3 \Rightarrow 0,5 \text{ mg NO}_2\text{-N}/(\text{g TS}_{\text{NaOH}} \cdot \text{h}) \Rightarrow 88 \%$$

$$\text{NH}_4\text{-N} : \text{BSB}_5 = 0,4 \Rightarrow 3,4 - 4,8 \text{ mg NO}_2\text{-N}/(\text{g TS}_{\text{NaOH}} \cdot \text{h}) \Rightarrow 70 - 83 \%$$

Höhere Nitritbildungsrate bedeutete auch höhere Ammoniumumsätze. Bei den untersuchten Kleinkläranlagen spielt der organische Einfluss mit einer  $\text{BSB}_5$  – Flächenbelastung unter  $1 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  sowie die geringe Abwassertemperatur nicht die entscheidende Rolle. Vielmehr wird die  $\text{NH}_4\text{-N}$  – Oxidation durch das Nährstoffverhältnis beeinflusst.

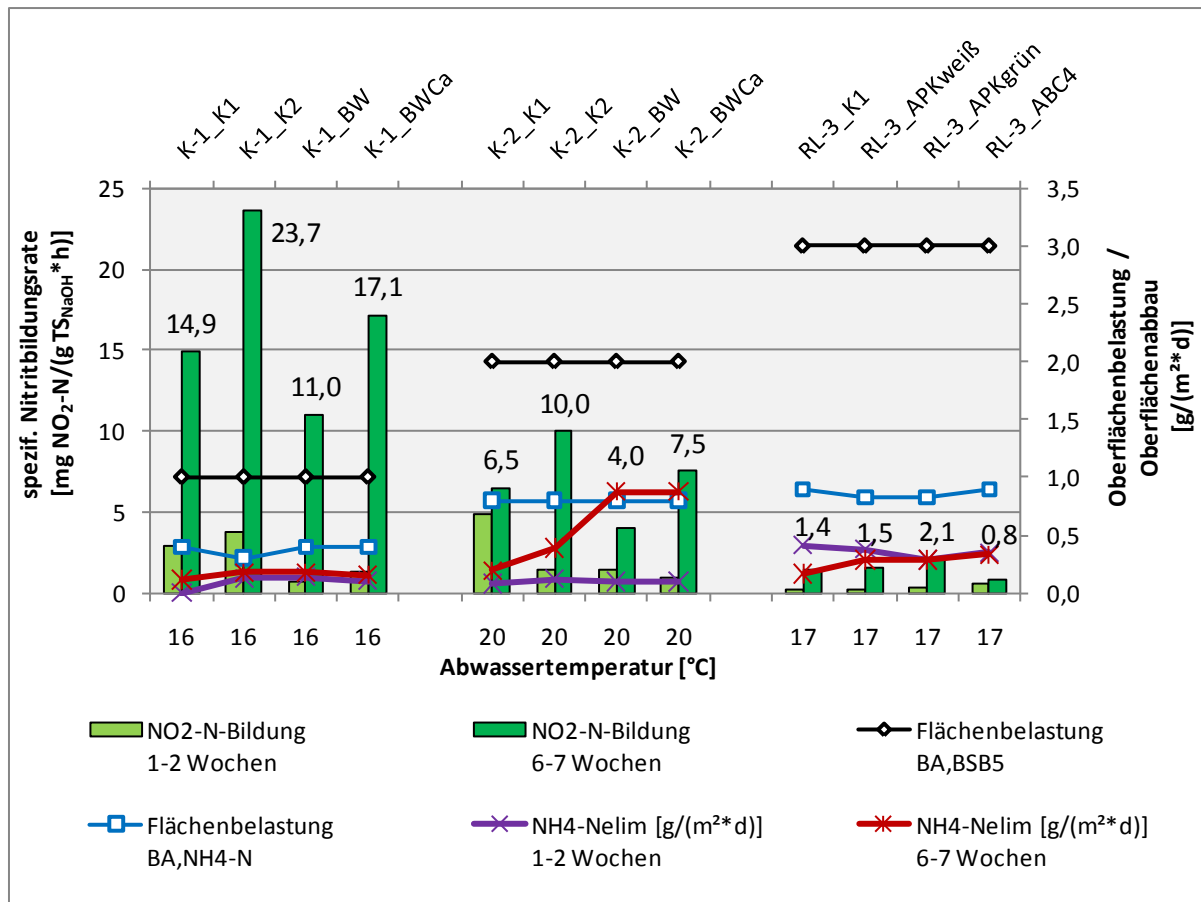
Die Bedingungen und Einflüsse des Rohabwassers der Kläranlage Lunzenau haben sich in jeder Versuchsreihe geändert. Um Einflüsse bewerten zu können, werden die Größen in Tabelle 3.15 gegenüber gestellt.

**Tabelle 3.15: Einflussgrößen auf die spezifische Nitritbildungsrate der Versuchsanlage KA Lunzenau**

	<b>T</b> [°C]	<b>B<sub>A,NH4-N</sub>:B<sub>A,BSB5</sub></b> [-]	<b>B<sub>A,BSB5</sub></b> [g/(m <sup>2</sup> *d)]	<b>Spezifische Nitritbildungsrate</b> [mg NO <sub>2</sub> -N/(g TS <sub>NaOH</sub> *h)]	<b>NH<sub>4</sub>-N<sub>elim</sub></b> [%]
VR1	10	0,2	0,7	2,5	95
VR2	11	0,3	1,4	3,5	58
VR3	21	0,1	4,3	4,8	75

Die erste Versuchsreihe VR 1 ist vergleichbar mit den Bedingungen der Kleinkläranlagen. Das Nährstoffverhältnis NH<sub>4</sub>-N : BSB<sub>5</sub> beträgt 0,2. Die organische Belastung ist kleiner als < 1 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) bei Abwassertemperaturen von 10 °C. Es werden hohe Ammoniumumsatzleistungen von 95 % erreicht. Im Anschluss an Versuchsreihe VR1 erfolgte bei gleichbleibend niedriger Temperatur und ähnlichem Nährstoffverhältnis eine Verdopplung der Substratbelastung. Trotz höherer spezifischer Nitritbildungsrate von 3,5 mg NO<sub>2</sub>-N/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) brach die Ammoniumumsatzleistung auf 58 %. Eine Ursache ist die Lastverdopplung bei niedrigen Temperaturen. Bei der Versuchsreihe VR2 wurde das Wachstum der Nitrifikanten durch die niedrige Abwassertemperatur begrenzt. Erst mit Zunahme der Abwassertemperatur in der folgenden Versuchsreihe VR3 waren gute Wachstumsbedingungen für die Ammoniumoxidierer gegeben. Hinzu kam, dass das Nährstoffverhältnis NH<sub>4</sub>-N:BSB<sub>5</sub> auf günstige 0,1 sank. Bedingt durch die positiven Umstände stieg die spezifische Nitritbildungsrate auf 4,8 mg NO<sub>2</sub>-N/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) und die Ammoniumabbaurate auf 75 % trotz höherer organischer Belastung von 4,3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d).

**Abb. 3.46: Spezifische Nitritbildungsrate von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung**



Es ist festzustellen, dass die spezifische Nitritbildungsrate bei den Anlagen in der Einfahrphase höher als das der eingefahrenen Anlagen ist. Das liegt daran, dass die Biomassebildung auf den Aufwuchskörpern in den einzufahrenden Anlagen zum Betrachtungszeitraum noch nicht abgeschlossen ist und die endgültigen Biofilmschichtdicken noch nicht erreicht sind.

Die Einfahrversuche haben mit Abwassertemperaturen zwischen 16 und 20 °C und einem  $\text{NH}_4\text{-N}:\text{BSB}_5$ -Verhältnis von 0,4 (KA Kaditz) und 0,3 (KA Rochlitz) gute Wachstumsbedingungen für Nitrifikanten. Den größten Einfluss auf das Startverhalten der spezifischen Nitritbildungsrate hat die organische Belastung (siehe Abb. 3.46). Mit steigender organischer Belastung sinkt die spezifische Nitritbildungsrate. Heterotrophe Bakterien wachsen schneller als autotrophe Bakterien. Somit verlängert sich die Einfahrphase hinsichtlich der Ammoniumoxidation. Dennoch ist für die Umsatzleistung die Temperatur entscheidend. Bei Betrachtung der Versuchsanlagen K-1 und K-2 fällt auf, dass bereits nach 6 bis 7 Wochen bei 16 °C und 1 g  $\text{BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  im Mittel 39 % des Ammoniums umgesetzt werden und bei 20°C trotz höherer Belastung von 2 g  $\text{BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  etwa 73 %, obwohl die spezifische Nitritbildungsrate vergleichsweise geringer ist. Der Einfluss der Temperatur auf

die Aktivität der Mikroorganismen ist für die Umsatzrate entscheidend. Die gewonnenen Erkenntnisse spiegeln sich auch bei der dritten Versuchsanlage in Rochlitz wider. Die höchste organische Belastung von 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) hat die kleinste Nitritbildungsrate zur Folge. Bedingt durch die geringe Abwassertemperatur weist die Ammoniumabbaurate nach 6 – 7 Wochen mit ca. 30 % den kleinsten Wert auf.

Zur Bewertung der getesteten Aufwuchskörper der Versuchsanlagen in Kaditz ist erkennbar, dass hinsichtlich der Nitritbildungsrate K2 und der mit Kalzium dotierte BWCa - Aufwuchskörper die höchsten Werte erreichen, gefolgt von K1 und BW. Die Nitritbildungsraten des biophilen Aufwuchskörpers APK<sub>grün</sub> sind in der Versuchsreihe in Rochlitz am höchsten. Auf gleichem Niveau befanden sich K1 und APK<sub>weiß</sub>. Die Abbauleistungen der Aufwuchskörper liegen auf gleichem Niveau mit Ausnahme der Bioflow – Körper, welche bei 20 °C vollständige Ammoniumoxidation erreichen.

### **3.8.2 Stickstoffabbau und Denitrifikationspotenzial**

#### Stickstoffabbau

Voraussetzung für die Denitrifikation ist anoxisches Milieu, sodass gebundener Nitratstickstoff als Sauerstoffquelle für die heterotrophen Mikroorganismen genutzt wird. Im Gegensatz zur autotrophen Bakterien sind viele heterotrophe Bakterien fähig, bei fehlendem gelösten Sauerstoff, Nitrat als Sauerstoffquelle zu nutzen. Die Denitrifikation ist eine Stufenreaktion und somit kein biochemischer Prozess mit definierten Start- und Endprodukt. Sie ist ein Zusammenspiel verschiedener relativ unabhängiger Vorgänge. Die Zusammensetzung einer Population an Denitrifikanten ist abhängig vom Angebot an Substrat und vom Sauerstoffgehalt nicht vom Nitratangebot. Für einige Denitrifikanten ist Sauerstoff kein Hinderungsgrund für die Denitrifikation (ATV 1997).

#### Denitrifikationspotenzial

Als Denitrifikationspotenzial wird die Fähigkeit der Mikroorganismen beschrieben, unter optimalen Bedingungen Nitrat und Nitrit zu molekularem Stickstoff zu reduzieren. Maß für das Denitrifikationspotenzials ist die Distikstoffoxidbildungsrate [ $\mu\text{mol N}_2\text{O-N/h}$ ].

Die untersuchten WSB<sup>®</sup> - Anlagen sind für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation ausgelegt. Dennoch beträgt die simultane Stickstoffeliminationsrate zwischen 5 und 51 %. Ähnliche Ergebnisse hinsichtlich des simultanen Stickstoffabbaus erreichen auch Tropfkörper. In Abhängigkeit von der Raumbelastung werden zwischen 20 und 60 % Stickstoffelimination erreicht. Untersuchungen von Rincke (1967) belegen bei Raumbelastungen von 150 g



BSB<sub>5</sub>/(m<sup>3</sup>\*d) simultane Stickstoffeliminierung zwischen 20 und 60 %. Mit zunehmender Raumbelastung verringert sie sich. Beispielsweise bei einer Raumbelastung von 1.200 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>3</sup>\*d) ist die Stickstoffelimination lediglich 5 bis 20 %.

Nachfolgend wird untersucht, welche simultane Denitrifikationsleistung bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff in den WSB® - Anlagen möglich ist. Es folgen Betrachtungen zur Denitrifikationskapazität sowie zum Denitrifikationspotenzial im Biofilm. Ausgewertet werden hierzu die Elimination von anorganischem Stickstoff während der Einfahrphase (Versuchsreaktoren auf KA Kaditz und KA Rochlitz), die Kleinkläranlagen sowie die Versuchsanlage KA Lunzenau. Bei der Wertung der Ergebnisse ist zu beachten, dass der Ablauf der Kleinkläranlagen und der Versuchsanlage KA Lunzenau der Kläranlagenablauf ist und nicht der Ablauf des Bioreaktors, sodass unter günstigen Bedingungen wilde Denitrifikation in der Nachklärung zusätzliche Stickstoffelimination bewirken kann.

### 3.8.2.1 Denitrifikationskapazität und Denitrifikationsleistung

Die Denitrifikationskapazität wird über das Verhältnis des zu denitrifizierenden Nitratstickstoffes dividiert durch den zur Verfügung stehenden BSB<sub>5</sub> berechnet. In Abhängigkeit vom Substrat- und Nitratgehalt wird die Denitrifikationskapazität in Belebungsanlagen bei 10 °C zwischen 0,05 und 0,14 kg NO<sub>3</sub>-N<sub>D</sub>/kg BSB<sub>5</sub> angegeben (Lützner 1992). Für Tropfkörperanlagen werden in der Literatur in Abhängigkeit von der BSB<sub>5</sub> – Oberflächenbelastung folgende Richtwerte der Denitrifikationskapazität für 10 °C benannt (ATV 1997):

- 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)      =>    0,14 kg NO<sub>3</sub>-N<sub>D</sub>/kg BSB<sub>5</sub>
- 6 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)      =>    0,11 kg NO<sub>3</sub>-N<sub>D</sub>/kg BSB<sub>5</sub>
- 10 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d)    =>    0,09 kg NO<sub>3</sub>-N<sub>D</sub>/kg BSB<sub>5</sub>

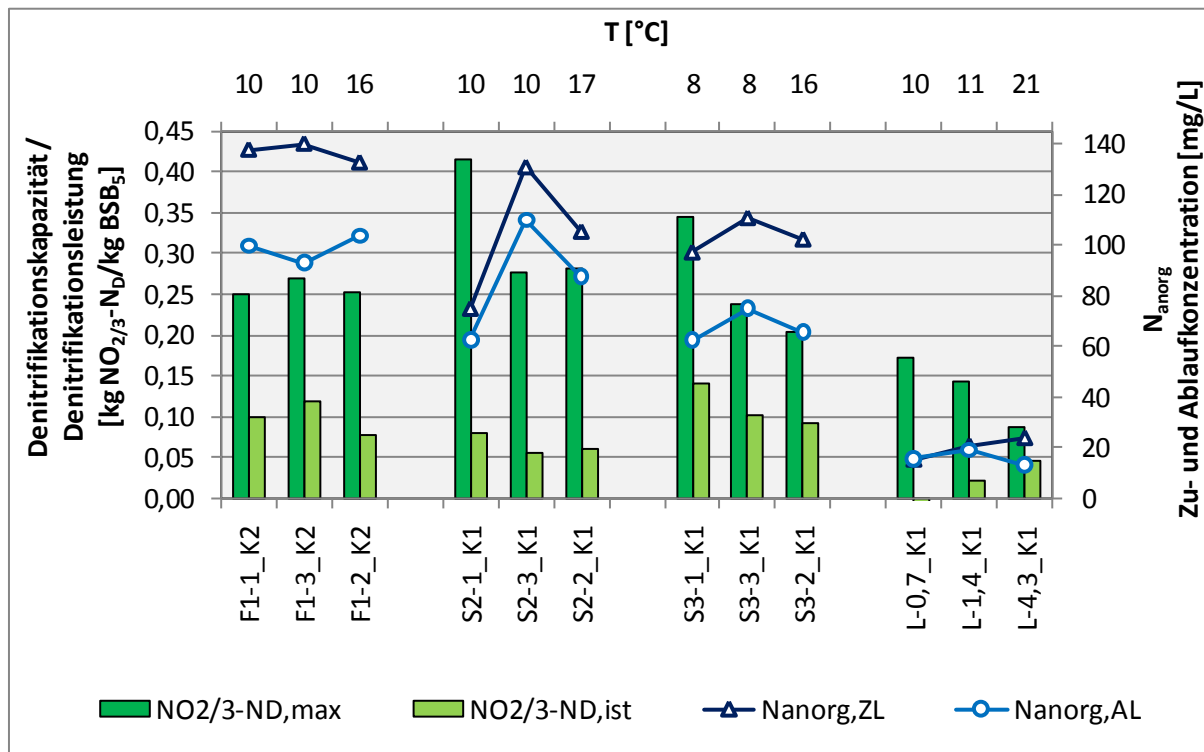
In dem Kapitel werden die Denitrifikationskapazität sowie die simultane Denitrifikationsabbauleistung betrachtet. Da Nitrifikation mit den Teilstufen Nitritation und Nitratation sowie die Denitrifikation in einem Reaktionsraum parallel ablaufen, wird der anorganische Stickstoff im Zu- und Ablauf des Bioreaktors bzw. der Nachklärung für die Betrachtung der Denitrifikationskapazität und Stickstoffabbauleistung herangezogen. Der maximal zu denitrifizierende Nitrat- bzw. Nitritstickstoff NO<sub>2/3</sub>-N<sub>Dmax</sub> ergibt sich aus der Summe des umgesetzten Ammoniumstickstoffes und des Nitrit- und Nitratstickstoffes im Zulauf (siehe Gleichung (Gl. 3.10))

$$\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}} = \text{NH}_4\text{-N}_{\text{ZL}} - \text{NH}_4\text{-N}_{\text{AL}} + \text{NO}_2\text{-N}_{\text{ZL}} + \text{NO}_3\text{-N}_{\text{ZL}} \quad [\text{mg/L}] \quad (\text{Gl. 3.10})$$

Der tatsächlich umgesetzte Nitrit- bzw. Nitratstickstoff  $\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dist}}$  ist die Differenz aus dem maximal zu denitrifizierenden Nitrat-bzw. Nitritstickstoff  $\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}$  und dem Nitrit- und Nitratstickstoff im Ablauf und wird entsprechend Gleichung (Gl. 3.11) ermittelt.

$$\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dist}} = \text{NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}} - \text{NO}_2\text{-N}_{\text{AL}} - \text{NO}_3\text{-N}_{\text{AL}} \quad [\text{mg/L}] \quad (\text{Gl. 3.11})$$

**Abb. 3.47: Spezifische Denitrifikationskapazität und spezifische simultane Denitrifikationsleistung von Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L)**



WSB® - Kleinkläranlagen (F1, S2, S3) (siehe Abb. 3.47):

Die Denitrifikationskapazität der untersuchten Kleinkläranlagen (F1, S2, S3) betrug:

- T = 8 – 17 °C, i. M.  $0,28 \pm 0,08 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$ ,
- T = 10 °C, i. M.  $0,30 \pm 0,07 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$ .

Eine Temperaturabhängigkeit kann nicht festgestellt werden. Beim Vergleich der Denitrifikationskapazität mit Literaturwerten von Belebungsanlagen und Tropfkörpern für 10 °C mit maximal  $0,14 \text{ kg NO}_3\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$ , so liegt sie im Biofilm mit  $0,30 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$  etwa doppelt so hoch.

Im simultanen Betrieb der Kleinkläranlagen bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff werden nur ca. 30 % der Denitrifikationskapazität umgesetzt. Die Denitrifikationsleistung beträgt unabhängig von der Temperatur:

- $T = 8 - 17\text{ °C, i. M. } 0,09 \pm 0,04\text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{D,ist}/\text{kg BSB}_5$

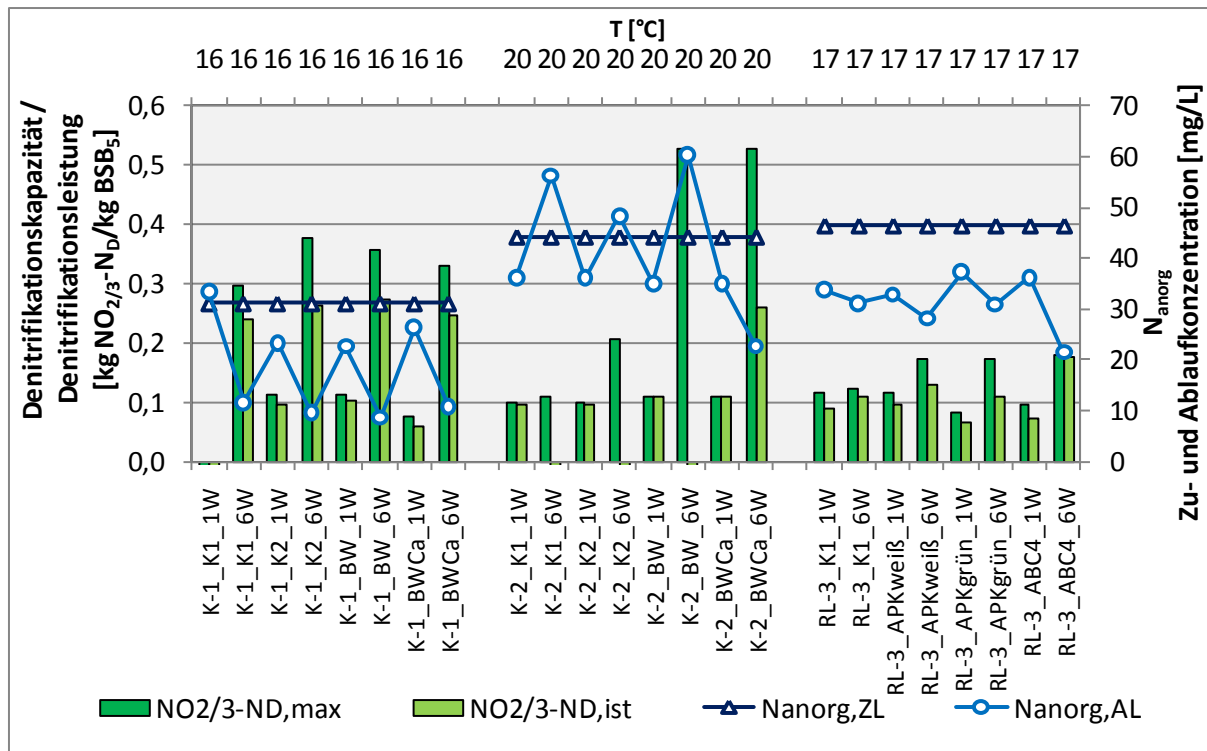
Versuchsanlage Lunzenau (L) (siehe Abb. 3.47):

Die rechnerisch ermittelte Denitrifikationskapazität der Versuchsanlage Lunzenau beträgt 0,09 bis 0,17  $\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{Dmax}/\text{kg BSB}_5$ . Trotz größter Denitrifikationskapazität konnte bei der Flächenbelastung von 0,7 g  $\text{BSB}_5/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  keine simultane Denitrifikation festgestellt werden. Ursache ist die Substratlimitierung. Die höchste Denitrifikationsleistung von 0,05  $\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{D,ist}/\text{kg BSB}_5$  wird in der Versuchsreihe mit dem größten Substratgehalt, trotz niedrigster Denitrifikationskapazität von 0,09  $\text{NO}_{2/3}\text{-N}_{Dmax}/\text{kg BSB}_5$ , erreicht.

Anlagen in der Einfahrphase (siehe Abb. 3.48):

Bereits nach einer Einfahrzeit von 1 – 2 Wochen wird eine mittlere Denitrifikationskapazität von ca. 0,1  $\text{kg NO}_{2/3}\text{-N}_{Dmax}/\text{kg BSB}_5$  erreicht. Die Denitrifikationsleistung entspricht im Mittel der Denitrifikationskapazität. Nach 6 – 7 Wochen wird bereits die Denitrifikationskapazität der eingefahrenen Kleinkläranlagen von 0,28  $\text{kg NO}_{2/3}\text{-N}_{Dmax}/\text{kg BSB}_5$  erreicht bei simultaner Denitrifikationsleistung von durchschnittlich 0,2  $\text{kg NO}_{2/3}\text{-N}_{D,ist}/\text{kg BSB}_5$ .

**Abb. 3.48: Spezifische Denitrifikationskapazität und spezifische simultane Denitrifikationsleistung von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3)**



In der Versuchsreihe K-2 kam es nach 6 Wochen Einfahrphase zum Belüftungsausfall, so dass keine Nitrifikation stattfand.

### 3.8.2.2 Denitrifikationspotenzial

Als Parameter für das Denitrifikationspotenzial wird die Distickstoffoxidbildungsrate gaschromatographisch gemessen. Im Biofilm kann das Denitrifikationspotenzial lediglich vom oberen abgeschüttelten Biofilm ( $\text{TS}_{\text{NaCl}}$ ) bestimmt werden. Das Potenzial im unteren festsitzenden Teil des Biofilms kann nicht mit einbezogen werden.

**Abb. 3.49: Spezifisches Denitrifikationspotenzial eingefahrener Anlagen (WSB® Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3, Versuchsanlage KA Lunzenau L) und von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche KA Rochlitz RL) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung**

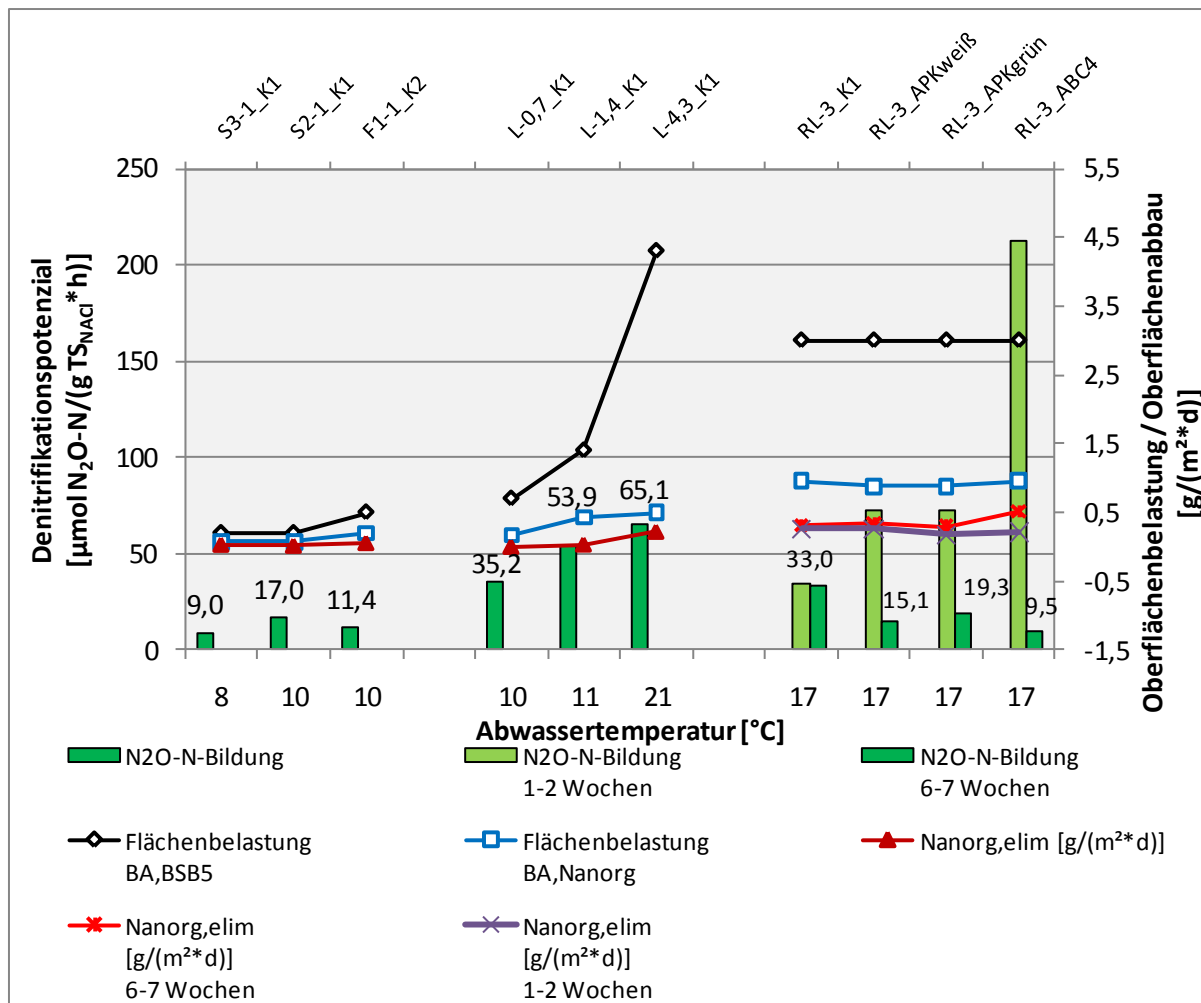


Abb. 3.49 lässt die Substratabhängigkeit des spezifischen Denitrifikationspotenzials erkennen. In Tabelle 3.16 sind zur Verdeutlichung die organische Oberflächenbelastung und das Denitrifikationspotenzial gegenüber gestellt.

**Tabelle 3.16: BSB<sub>5</sub> – Oberflächenbelastung und Denitrifikationspotenzial der Kleinkläranlagen, Versuchsanlage Lunzenau und der Versuchsanlage Rochlitz**

	Oberflächenbelastung [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	Denitrifikationspotenzial [μmol N <sub>2</sub> O-N/(g TS <sub>NaCl</sub> ·h)]
WSB® KKA (F1, S2, S3)	0,2 – 0,5	9,0 – 17,0
VR Lunzenau	0,7 – 4,3	35,2 – 65,1
VR Rochlitz	3,0	
nach 1 – 2 Wochen		33,9 – 212
nach 6 – 7 Wochen		9,5 – 33,0

Unter einer organischen Belastung von  $1 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  ist das spezifische Denitrifikationspotenzial sowie die flächenbezogenen Umsätze mit maximal  $0,05 \text{ g N}_{\text{anorg,elim.}}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  sehr gering (siehe Abb. 3.49 und Tabelle 3.16). Beispielsweise bewirkt die Erhöhung des Substrates der Versuchsanlage Lunzenau den sofortigen Anstieg des Denitrifikationspotenzials und mit ansteigender Temperatur auch die Erhöhung der Flächenabbaurate auf  $0,22 \text{ g N}_{\text{anorg,elim.}}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ . Junge Biofilme unterliegen aufgrund der sich noch ausbildenden Biomasse im Startzeitraum hohen Schwankungen des spezifischen Denitrifikationspotenziales. Durch die günstige Abwassertemperatur bedingt, werden bei der Versuchsanlage in Rochlitz bereits nach 1 – 2 Wochen Flächenabbauraten um 0,23 und nach 6 – 7 Wochen um  $0,37 \text{ g N}_{\text{anorg,elim.}}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  erreicht.

Die Versuche bestätigen die Abhängigkeit des Denitrifikationspotenzials und der Stickstoffflächenumsatzleistung vom zur Verfügung stehenden Substrat. Rückschlüsse auf die Flächenabbaurate können nicht gezogen werden. Höhere Abwassertemperaturen begünstigen den Denitrifikationsprozess.

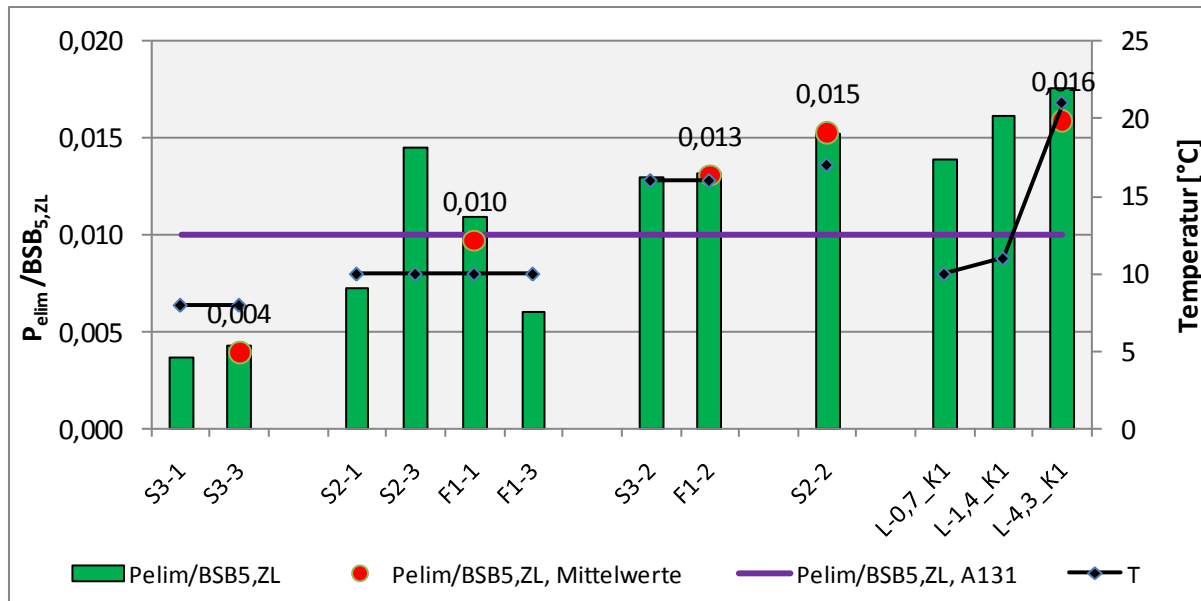
### 3.9 Phosphatelimination im Biofilm

Die Phosphatelimination ist vorrangig bedingt durch Wachstum und Stoffwechsel der Mikroorganismen. Aufgrund des ausschließlich aeroben Betriebes der WSB<sup>®</sup> - Anlagen erfolgt keine gezielte Phosphatelimination durch polyphosphatspeichernde Mikroorganismen. In Abb. 3.50 und 3.51 sind die Ergebnisse der Versuchsanlagen dargestellt.

Bei den Kleinkläranlagen wurden zwischen 9 und 25 % des zugeführten Phosphates in der biologischen Reinigungsstufe eliminiert, bei der Versuchsanlage in Lunzenau waren es zwischen 26 und 47 %. Die Untersuchungen haben gezeigt (siehe Abb. 3.50), dass der benötigte Phosphor für den Biomasseaufbau  $0,004 \text{ bis } 0,018 \text{ g P}_{\text{elim.}}/\text{g BSB}_{5,\text{ZL}}$  beträgt. Die P – Elimination der WSB<sup>®</sup> - Anlagen bei eingefahrenen Anlagen ist von der Temperatur abhängig. In Konzentrationen ausgedrückt lag der Phosphatabbau der betrachteten Anlagen lag zwischen  $0,9 \text{ und } 5,3 \text{ mg P}_{\text{elim.}}/\text{L}$ . Zusammengefasst werden bei eingefahrenen Anlagen folgende mittlere Eliminationsleistungen erreicht:

- $8 - 10 \text{ }^\circ\text{C}$ :  $1,2 \text{ bis } 3,3 \text{ mg P}_{\text{elim.}}/\text{L}$   $\Rightarrow \text{P}_{\text{elim.}} = 0,004 \text{ bis } 0,01 \cdot \text{BSB}_{5,\text{ZL}}$
- $16 - 21 \text{ }^\circ\text{C}$ :  $4,0 \text{ bis } 5,1 \text{ mg P}_{\text{elim.}}/\text{L}$   $\Rightarrow \text{P}_{\text{elim.}} = 0,013 \text{ bis } 0,016 \cdot \text{BSB}_{5,\text{ZL}}$

**Abb. 3.50: Spezifische Phosphatelimination eingefahrener Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3) und der Versuchsanlage Lunzenau (L)**

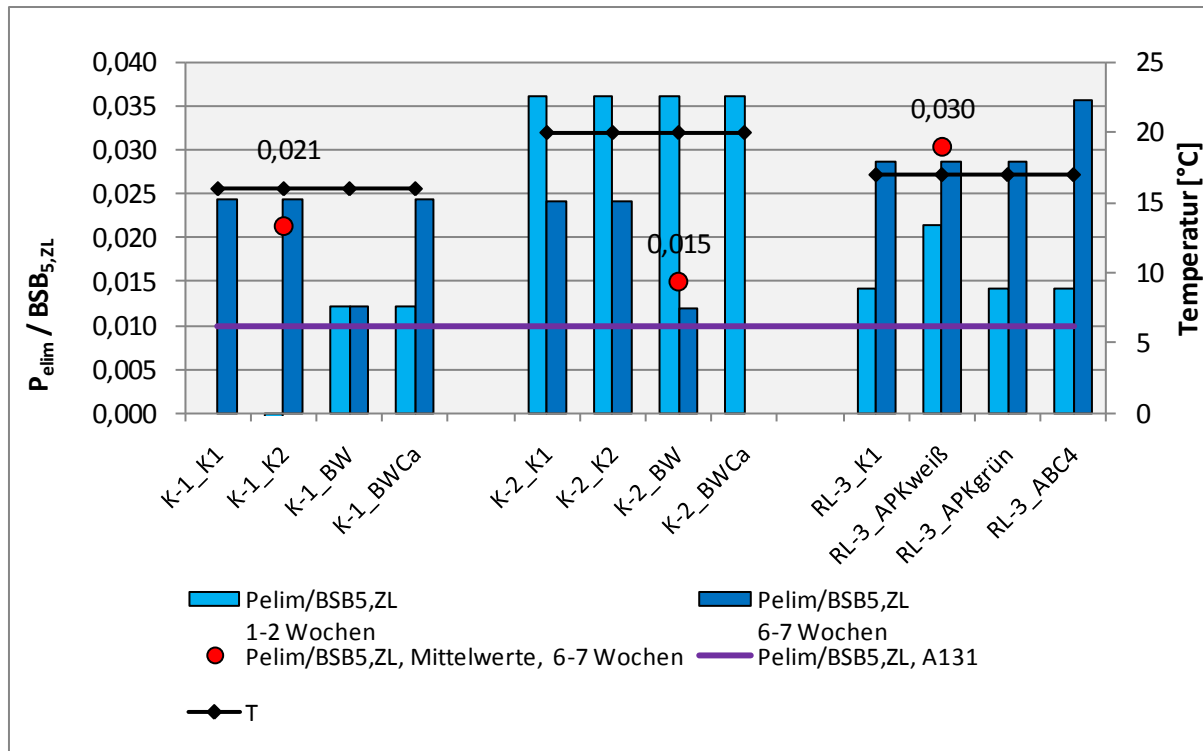


Während der Einfahrphase ist der Phosphatbedarf zur Bildung der Biomasse erhöht. Bei den Versuchen konnte der Phosphatbedarf in der Einfahrphase zu 0,030 bis 0,036 g  $P_{elim}/g$   $BSB_{5,ZL}$  ermittelt werden.

Die Temperaturabhängigkeit des Prozesses spiegeln die Versuchsergebnisse wider. Bei Temperaturen von 20 °C (siehe Abb. 3.51, Versuche K-2) betrug der Phosphatbedarf bereits nach 1 – 2 Wochen 0,036 g  $P_{elim}/g$   $BSB_{5,ZL}$  und nach 6 – 7 Wochen sank er auf Werte zwischen 0,012 und 0,024 g  $P_{elim}/g$   $BSB_{5,ZL}$  und damit in Größenordnungen, wie sie für eingefahrene Anlagen bestimmt worden waren.

Die Anlagen, deren Einfahrphase bei 16/17 °C stattfand, erreichten erst nach 6 – 7 Wochen Einfahrzeit den Phosphatverbrauch von 0,03 g  $P_{elim}/g$   $BSB_{5,ZL}$  (siehe Abb. 3.51, Versuche K-1, RL-3).

**Abb. 3.51: Spezifische Phosphatelimination verschiedener Aufwuchskörper der Versuchsanlagen Kaditz (K-1, K-2) und Rochlitz (RL) während der Einfahrphase**



### 3.10 Sauerstoffzufuhr

In den vorangegangenen Kapiteln wurde das rechnerische Biofilmbetät sowie simultane Nitrifikation und Denitrifikation betrachtet. Es erfolgt die theoretische Ermittlung der Sauerstoffzufuhr analog der für Belebungsanlagen gültigen Bemessungsgrundsätze. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass bei intermittierendem Betrieb durch das schwebende Aufwuchskörperbett die Luftblasen nicht sofort entweichen können und somit länger dem System zur Verfügung stehen. Zum Nachweis dessen sind jedoch weitere Untersuchungen erforderlich, die nicht Gegenstand der Arbeit sind.

Als Grundlage für die rechnerische Bestimmung des Sauerstoffverbrauches der WSB® - Anlagen dienen Messreihen eingefahrener Anlagen (Laboranlagendaten, Versuchsanlage Lunzenau sowie Kleinkläranlagen).



### 3.10.1 Berechneter spezifischer Sauerstoffverbrauch $OV_C$ und $OV_N$

Sauerstoff wird von den aeroben Mikroorganismen für die Umsetzung der Kohlenstoffverbindungen sowie für die Nitrifikation benötigt. Je nach Reinigungsziel ist er verschieden hoch und wird entsprechend getrennt betrachtet.

#### Spezifischer Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau $OV_C$ [kg $O_2$ /kg $BSB_5$ ]

Der spezifische Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen einer Belebungsanlage zum Abbau der Kohlenstoffverbindungen ist abhängig von der Substratatmung und der endogenen Atmung (ATV 1997). Die Ermittlung des spezifischen Sauerstoffbedarfs für die Kohlenstoffelimination erfolgt entsprechend dem DWA - Arbeitsblatt ATV-DVWK A 131 (2000). In Abhängigkeit vom Schlammalter und der Abwassertemperatur kann der spezifische Sauerstoffverbrauch  $OV_C$  tabellarisch ermittelt werden.

Über den gesamten Betrachtungszeitraum betragen die rechnerischen mittleren spezifischen  $OV_C$  – Werte für:

- Anlagen im Labor (CB) (T: 5 – 30 °C;  $t_s$ : 7 – 36 d): 1,21 ± 0,08 kg  $O_2$ /kg  $BSB_5$ ,
- Versuchsanlage Lunzenau (L) (T: 10 – 21 °C;  $t_s$ : 21 – 25 d): 1,24 ± 0,04 kg  $O_2$ /kg  $BSB_5$ ,
- Kleinkläranlagen (F1, S2, S3): (T: 8 – 17 °C;  $t_s$ : 6 – 24 d): 1,12 ± 0,10 kg  $O_2$ /kg  $BSB_5$ .

Die Schwankungsbreite lag zwischen 0,96 und dem Tabellenmaximalwert von 1,32 kg  $O_2$ /kg  $BSB_5$  (siehe auch Abb. 3.52).

#### Spezifischer Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation $OV_N$ [kg $O_2$ /kg $BSB_5$ ]

Bei Kläranlagen mit Ammoniumoxidation ist der Sauerstoffverbrauch für Nitrifikation zusätzlich zum Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination zu berücksichtigen. Die Betrachtung erfolgt stöchiometrisch. Der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation beträgt 4,6 g Sauerstoff je Gramm zu Nitrat umgesetztes Ammonium (ATV 1997). Damit ergibt in Abhängigkeit vom Reinigungsziel die Ermittlung des spezifischen Sauerstoffbedarfs bezogen auf die Raumbelastung für die Nitrifikation  $OV_N$  nach Gleichung (Gl. 3.12).

$$OV_N = 4,6 * \frac{(NH_4-N_{ZL}) - (NH_4-N_{AL})}{BSB_5} \quad \left[ \frac{kg \ O_2}{kg \ BSB_5} \right] \quad (Gl. 3.12)$$

mit:

$NH_4-N_{ZL}$ : Ammoniumkonzentration im Zulauf [mg/L],

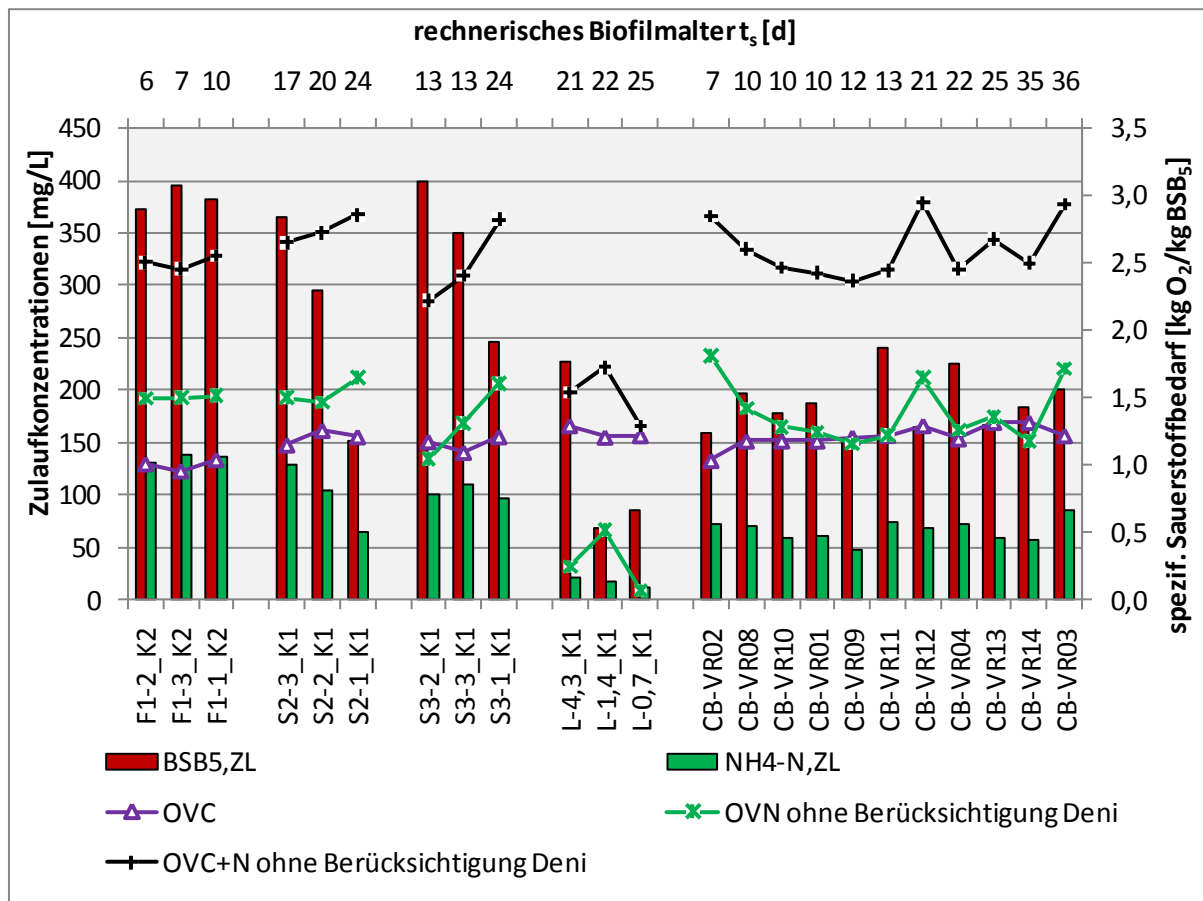
$NH_4-N_{AL}$ : geforderte Ammoniumkonzentration im Ablauf [mg/L],

$BSB_5$ :  $BSB_5$  – Konzentration im Zulauf [mg/L].

Auf Grundlage der aktuell gültigen Abwasserverordnung wurde für  $\text{NH}_4\text{-N}_{\text{AL}}$  der Grenzwert von 10 mg/L angesetzt.

In Abb. 3.52 sind die rechnerisch ermittelten spezifischen Sauerstoffbedarfswerte für den Kohlenstoffabbau und für die Nitrifikation sowie die entsprechenden  $\text{BSB}_5$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentrationen ausgewählter Versuchsanlagen grafisch dargestellt. Der spezifische Gesamtsauerstoffbedarf wird aus der Summe des spezifischen Sauerstoffbedarfs für den Kohlenstoffabbau und der Nitrifikation gebildet. Sauerstoffbedarfsverringern aufgrund der simultanen Denitrifikation findet in der Darstellung keine Berücksichtigung.

**Abb. 3.52: Berechnete spezifische Sauerstoffverbräuche für den Kohlenstoffabbau  $\text{OV}_C$  und die Nitrifikation  $\text{OV}_N$  von WSB® - Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L) und ausgewählter Versuchsreihen der Laboranlage in Cottbus (CB)**



Bei Anlagen mit Denitrifikation verringert sich der spezifische Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau durch den zur Verfügung stehenden Nitratsauerstoff  $\text{OV}_D$  entsprechend Gleichung (Gl. 3.13) (ATV 1997).

$$OV_D = -2,9 * \frac{NO_{2/3} - N_{D,ist}}{BSB_5} \quad \left[ \frac{kg \ O_2}{kg \ BSB_5} \right] \quad (Gl. 3.13)$$

mit:

$NO_{2/3} - N_{D,ist}$ : simultane Denitrifikationsleistung der WSB® - Anlagen [mg/L],

$BSB_5$ :  $BSB_5$  – Konzentration im Zulauf [mg/L].

In Tabelle 3.17 sind die mittleren spezifischen Sauerstoffverbrauchswerte für die untersuchten Anlagen mit ( $OV_{N(D)}$ ) und ohne ( $OV_N$ ) Berücksichtigung des für die Denitrifikation zur Verfügung stehenden Nitratsauerstoffes (siehe auch Abb. 3.52).

**Tabelle 3.17: Berechnete mittlere spezifische Sauerstoffverbrauchswerte für die Nitrifikation mit ( $OV_{N(D)}$ ) und ohne ( $OV_N$ ) Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung der WSB® - Anlagen**

	$OV_{N(D)}$ [kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]	$OV_N$ [kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]
Anlagen im Labor	nicht ermittelt	1,42 ± 0,23
Versuchsanlage Lunzenau	0,21 ± 0,17	0,28 ± 0,18
Kleinkläranlagen	1,19 ± 0,18	1,45 ± 0,17

Während sich die Sauerstoffbedarfswerte der vorwiegend kommunal belasteten Labor- und Kleinkläranlagen ähneln, weicht der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation in Lunzenau aufgrund der extrem niedrigen Zulaufkonzentration stark ab. Die mittlere Sauerstoffeinsparung durch die simultane Denitrifikation beträgt bei den untersuchten Kleinkläranlagen  $19 \pm 5 \%$   $OV_N$ .

#### Gesamtsauerstoffbedarf für Kohlenstoffabbau und Nitrifikation $OV_{C+N}$

Der Gesamtsauerstoffbedarf für Anlagen mit Kohlenstoffelimination und Nitrifikation ergibt sich aus der Summe von  $OV_C$  und  $OV_N$  entsprechend der Gleichungen (Gl. 3.14) ohne und (Gl. 3.15) mit Berücksichtigung des zur Verfügung stehenden Nitratsauerstoffes.

$$OV_{C+N} = OV_C + OV_N \quad [kg \ O_2/kg \ BSB_5] \quad (Gl. 3.14)$$

$$OV_{C+N(D)} = OV_C + OV_N + OV_D \quad [kg \ O_2/kg \ BSB_5] \quad (Gl. 3.15)$$

**Tabelle 3.18: Berechnete mittlere spezifische Gesamtsauerstoffverbrauchswerte für Kohlenstoffabbau  $OV_C$  und Nitrifikation mit ( $OV_{N(D)}$ ) und ohne ( $OV_N$ ) Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung der WSB® - Anlagen**

	$OV_{C+N(D)}$ [kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]	$OV_{C+N}$ [kg O <sub>2</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]
Anlagen im Labor	nicht ermittelt	2,45 ± 0,41
Versuchsanlage Lunzenau	1,45 ± 0,15	1,52 ± 0,18
Kleinkläranlagen	2,31 ± 0,21	2,58 ± 0,19

Wie Tabelle 3.18 und Abb. 4.52 zu entnehmen sind, wird der Sauerstoffbedarf der Versuchsanlage Lunzenau maßgeblich durch den Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau bestimmt. Bei vorwiegend kommunal geprägten Anlagen werden ca. 50 % des Sauerstoffes für den Abbau organischer Substanzen und 50 % für den Ammoniumabbau benötigt (ohne Berücksichtigung von  $OV_D$ ). Die Gesamteinsparung an Sauerstoff durch den nutzbaren Nitratsauerstoff liegt bei kommunalem Abwassercharakter bei  $10 \pm 3 \%$   $OV_{C+N}$ .

### 3.10.2 Berechnete spezifische Sauerstoffzufuhr $O_B$

Zur Berechnung der maximal stündlichen Sauerstoffzufuhr sind entsprechend des jeweiligen Schlammalters Stoßfaktoren für den Kohlestoffabbau  $f_C$  und für die Nitrifikation  $f_N$  zu berücksichtigen. Ausgehend davon, dass die maximale Stickstoffbelastung nicht zeitgleich mit der maximalen Kohlenstoffbelastung auftritt, sind folgende Nachweise zu führen (ATV 1997):

- $O_B$  bei  $T = 20 \text{ °C}$  mit  $f_C = f_C$  und  $f_N = 1$ ,
- $O_B$  bei  $T = 20 \text{ °C}$  mit  $f_C = 1$  und  $f_N = f_N$ ,
- $O_B$  bei  $T = 10 \text{ °C}$  mit  $f_C = f_C$  und  $f_N = 1$ ,
- $O_B$  bei  $T = 10 \text{ °C}$  mit  $f_C = 1$  und  $f_N = f_N$ .

Unter Beachtung des gewählten Sauerstoffgehaltes in der aeroben Zone und der möglichen Sauerstoffsättigung wird die stündliche spezifische Sauerstoffzufuhr nach Gleichung (Gl. 3.16) (ATV-DVWK A 131 2000) ermittelt. Es werden laut ATV-DVWK A 131 (2000) 2 mg O<sub>2</sub>/L im Aerobbecken empfohlen.

$$O_B = \left( \frac{C_s}{C_s - C_x} * (OV_C * f_C + OV_N * f_N) \right) * \frac{1}{24} \quad \left[ \frac{\text{kg O}_2}{\text{kg BSB}_5 * \text{h}} \right] \quad (\text{Gl. 3.16})$$

mit:  $C_s$  Sauerstoffsättigungskonzentration [mg/L]  
 $C_x$  Sauerstoffkonzentration im Aerobbecken [mg/L]

Da die simultane Denitrifikation der untersuchten WSB® - Anlagen nicht gezielt gesteuert wird, erfolgt die Lastfallbetrachtung ohne Berücksichtigung von  $OV_D$ . In Abhängigkeit vom Luftdruck und der Leitfähigkeit ergeben sich unterschiedliche Sauerstoffsättigungswerte. Für den Sauerstoffsättigungswert  $C_s$  wird an der Standardsättigungswert (Druck: 1013 hPa und wasserdampfgesättigte Luft) bei Salinität = 0 nach DIN EN ISO 5814 (2013) angesetzt, welche für 10 °C mit 11,29 mg  $O_2$ /L und für 20 °C mit 9,09 mg  $O_2$ /L angegeben sind. Es werden die Messreihen der oben angegebenen Versuchsanlagen betrachtet, die den oben aufgeführten Lastfällen entsprechen (siehe Tabelle 3.19).

**Tabelle 3.19: Rechnerische Ermittlung der maximalen stündlichen spezifischen Sauerstoffzufuhr  $O_{B,max}$  [kg  $O_2$ /(h\*kg BSB<sub>5</sub>)] der Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L) und ausgewählter Versuchsreihen der Laboranlage in Cottbus (CB)**

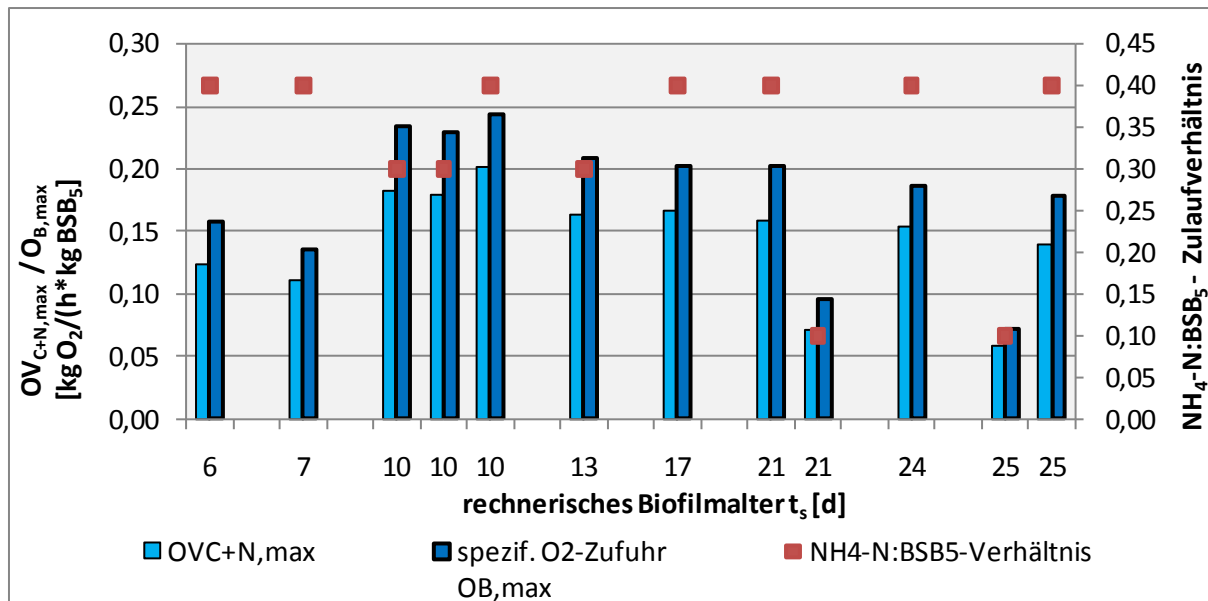
Anlage	T	BSB <sub>5,ZL</sub>	$OV_c$	$OV_N$	$OV_{N(D)}$	$f_c$	$f_N$	OV <sub>C+N</sub> - Lastfälle				max. spezif. Sauerstoffzufuhr $O_{B,max}$			
								T = 20 °C $f_c = f_c$ $f_N = 1$	T = 20 °C $f_c = 1$ $f_N = f_N$	T = 10 °C $f_c = f_c$ $f_N = 1$	T = 10 °C $f_c = 1$ $f_N = f_N$	OV <sub>C+N,max</sub> *)	$C_s$	$C_x$	$O_{B,max}$ **)
								[kg $O_2$ /(h*kg BSB <sub>5</sub> )]					[mg/L]	[mg/L]	[kg $O_2$ /(h*kg BSB <sub>5</sub> )]
F1-3 K2	10	395	0,96	1,50	1,16	1,23	0,00			0,11	0,04	0,11	11,29	2	0,14
F1-1 K2	10	383	1,04	1,51	1,23	1,20	2,50			0,12	0,20	0,20	11,29	2	0,24
S2-3 K1	10	365	1,15	1,50	1,33	1,14	1,90			0,12	0,17	0,17	11,29	2	0,20
S2-1 K1	10	151	1,21	1,65	0,08	1,11	1,51			0,12	0,15	0,15	11,29	2	0,19
L-0,7 K1	10	86	1,22	0,07	0,07	1,10	1,50			0,06	0,06	0,06	11,29	2	0,07
L-4,3 K1	21	228	1,30	0,24	0,11	1,12	1,52	0,07	0,07			0,07	7,60	2	0,10
CB-VR01	20	188,1	1,18	1,25		1,20	2,50	0,11	0,18			0,18	9,09	2	0,23
CB-VR07	20	222,3	1,07	1,64		1,25	0,00	0,12	0,04			0,12	9,09	2	0,16
CB-VR10	20	178,6	1,18	1,28		1,20	2,50	0,11	0,18			0,18	9,09	2	0,23
CB-VR11	20	241,3	1,22	1,22		1,17	2,20	0,11	0,16			0,16	9,09	2	0,21
CB-VR12	20	165,3	1,30	1,65		1,12	1,52	0,13	0,16			0,16	9,09	2	0,20
CB-VR13	20	167,2	1,32	1,36		1,10	1,50	0,12	0,14			0,14	9,09	2	0,18

\*) nach (Gl. 3.14) bezogen auf 24 h/d

\*\*) nach (Gl. 3.16)

Die Betrachtungen zeigen, dass die spezifische Sauerstoffzufuhr stark von der Nährstoffzusammensetzung  $NH_4-N$  : BSB<sub>5</sub> abhängt. In Abb. 3.53 sind die Daten aus Tabelle 3.19 nach diesem Gesichtspunkt grafisch dargestellt.

**Abb. 3.53: Rechnerischer spezifischer stündlicher Sauerstoffverbrauch  $OV_{C+N,max}$  und erforderliche spezifische stündliche Sauerstoffzufuhr  $O_{B,max}$  in Abhängigkeit vom Biofilmalter und dem  $NH_4-N : BSB_5$  – Verhältnis**



Die erforderliche Sauerstoffzufuhr bei Nährstoffverhältnissen von  $NH_4-N : BSB_5$  von 0,1 wird vorrangig durch den Kohlenstoffabbau bestimmt und beträgt mit etwa 0,1 kg  $O_2$ /(h\*kg  $BSB_5$ ) etwa 50 % der Sauerstoffzufuhr bei Nährstoffverhältnissen von 0,3 – 0,4 (siehe Abb. 3.53).

Der Sauerstoffverbrauch bei Nährstoffverhältnissen  $NH_4-N : BSB_5$  zwischen 0,3 und 0,4 wird vorrangig durch das zu oxidierende Ammonium bestimmt. Die benötigte Sauerstoffzufuhr liegt zwischen 0,14 und 0,24 kg  $O_2$ /(h\*kg  $BSB_5$ ).

### 3.11 Einfluss von toxischen Stoffen auf den Biofilm

Biozid wirkende Stoffe, wie Desinfektionsmittel und Antibiotika, haben auf die Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen und kleinen Kläranlagen großen Einfluss. Um die Wirkung auf den Biofilm zu testen, erfolgten Messungen im Labor in Cottbus durch Noack (2011). Hierzu wurden die vier Reaktoren A – D mit folgenden Reaktordaten betrieben:

- Füllgrad je Reaktor: 35 %,
- Schüttvolumen der Aufwuchskörper K1 je Reaktor: 1,4 L,
- Installierte Aufwuchskörperoberfläche je Reaktor: 0,7 m<sup>2</sup>,
- Anzahl der Aufwuchskörper K1 je Reaktor: 1.333 Stück,
- Wasservolumen je Reaktor: 3,72 L.

### 3.11.1 Einfluss von Antibiotika

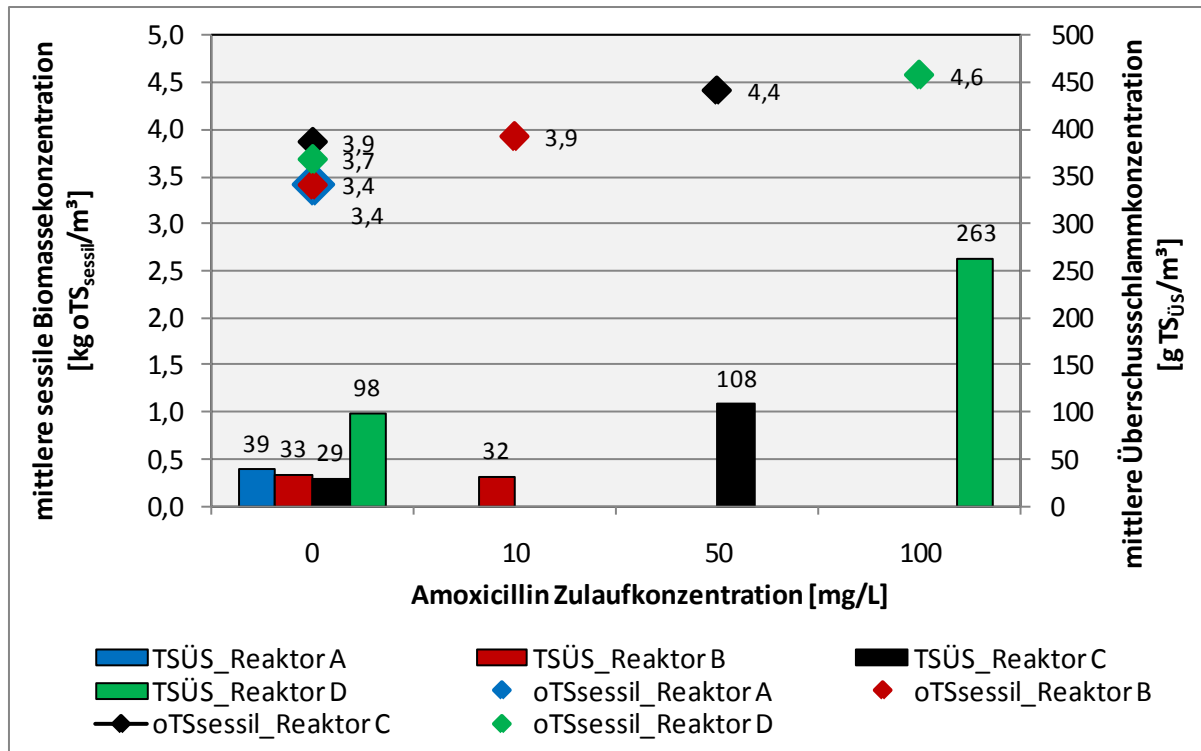
Die Versuche wurden vom 04.08. bis 25.08.2011 durchgeführt. Verwendet wurde das Breitbandantibiotikum Amoxicillin, welches in der Humanmedizin vorwiegend bei Infektionen des Magen – Darm – Traktes, der Gallenwege, der Atemwege und bei Mittelohrentzündung verabreicht wird. Amoxicillin zählt zu den meist verschriebenen Antibiotika in Deutschland (Eichler 2006). Es erfolgten zwei Versuchsreihen. Die erste Versuchsreihe ohne Zugabe von Amoxicillin dient als Referenz. In der zweiten Versuchsreihe wurde Reaktor A weiterhin als Referenz ohne Antibiotikumzugabe betrieben. Den Reaktoren B bis D wurden unterschiedliche Konzentrationen des Antibiotikums über die Versuchsdauer zugeführt. In Tabelle 3.20 sind die Versuchsbedingungen aufgezeigt.

**Tabelle 3.20: Versuchsbedingungen des Antibiotikumversuchs**

Parameter	Einheit	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor C	Reaktor D
Abwassertemperatur	[°C]	20	20	20	20
Zulaufmenge	[L/d]	4,2 ± 1,6	4,7 ± 0,2	4,9 ± 0,1	4,9 ± 0,1
Aufenthaltszeit	[h]	18,8 ± 1,1	19,1 ± 0,8	18,2 ± 0,4	18,2 ± 0,3
Tagesfracht	[g BSB <sub>5</sub> /d]	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,1
Oberflächenbelastung	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	0,7 ± 0,3	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1
<b>Versuchsreihen: Amoxicillin – Zulaufkonzentrationen [mg/L]</b>					
VR1: 04. – 09.08.2011	[mg/L]	0	0	0	0
VR2: 10. – 25.08.2011	[mg/L]	0	10	50	100

Zunächst sind die Auswirkungen auf die sessile Biomasse und die Überschussschlammentwicklung von Interesse. Zur Bestimmung der Grundtendenz werden in Abb. 3.54 die Mittelwerte in Abhängigkeit von der Amoxicillin – Zulaufkonzentration dargestellt. Hieraus lassen sich zwei Dinge ableiten. Biomassebildung findet weiterhin statt. Die sessile Biomassekonzentration nimmt trotz Schadstoffeintrag weiterhin zu. Ab einer Amoxicillin – Konzentration von 50 mg/L im Zulauf werden Mikroorganismen geschädigt, die Überschussschlammkonzentration steigt. Bis 100 mg/L Amoxicillin ist die Wachstumsrate größer als die Absterberate.

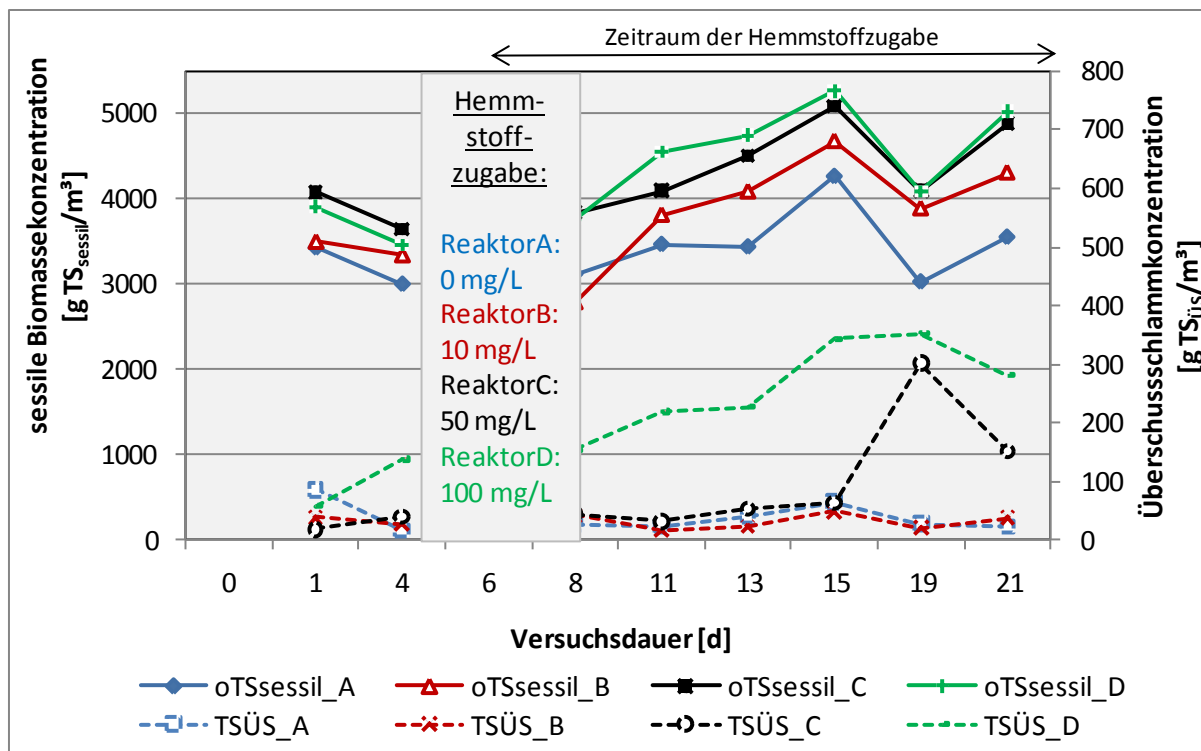
**Abb. 3.54: Einfluss des Antibiotikums Amoxicillin auf die sessile Biomassekonzentration und die Überschussschlammkonzentration im Reaktor (Versuchsreihenmittelwerte)**



Der zeitliche Verlauf der Biomasseentwicklung über die Versuchsdauer ist in Abb. 3.55 dargestellt. Generell kann festgestellt werden, dass die Biomassebildung auf den Aufwuchskörpern bei allen 3 Reaktoren der Referenz A entspricht. Vermehrte Überschussschlammproduktion ist erst am Tag 19, das entspricht 13 Tage nach Beginn der Schadstoffdosierung, bei den Reaktoren C und D (50 – 100 mg/L Amoxicillin) zu verzeichnen. Nach weiteren zwei Tagen stabilisiert sich der Zustand wieder. Die Überschussschlammproduktion sinkt bei steigender Biomassebildung auf den Aufwuchskörpern.



Abb. 3.55: Biomasseentwicklung in Abhängigkeit von der Amoxicillinzugabedauer



Im Folgenden wird die Beeinflussung der Stoffwechseltätigkeit bzw. der Aktivität der Mikroorganismen durch den Schadstoffeintrag betrachtet. Als Maß für die Hemmung der heterotrophen Organismen dienen die TOC – Abbauleistung (siehe Abb. 3.56) und für die autotrophen Nitrifikanten die Ammoniumoxidaionsleistung (siehe Abb. 3.57).

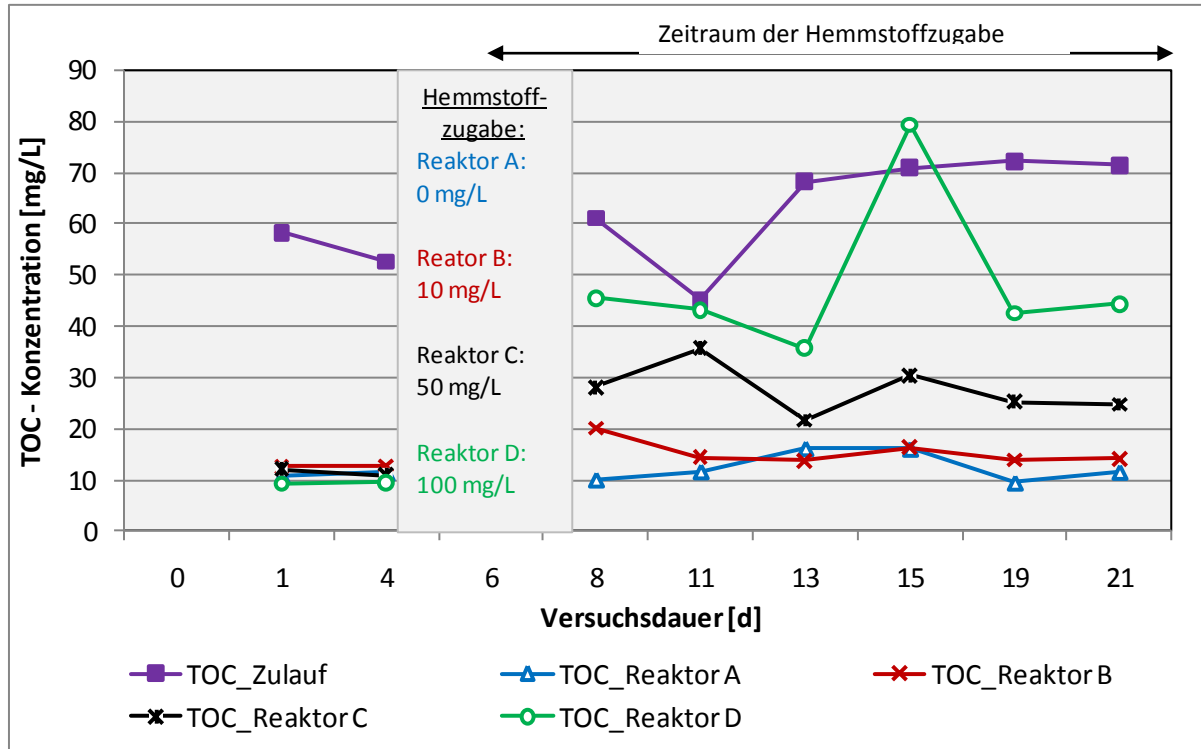
Vor der Hemmstoffzugabe lag die TOC – Konzentration der vier Reaktoren um 10 mg/L im Ablauf. Bereits die Erstdosierung hat Auswirkungen auf die Abbauleistung. Während die TOC – Ablaufkonzentration des Referenzreaktors A konstant bleibt, steigt sie mit höherer Dosierung an:

- A: bleibt (ca. 10 mg/L),
- B: ca. 20 mg/L,
- C: ca. 30 mg/L,
- D: ca. 45 mg/L.

Der Stoffwechsel der Mikroorganismen passt sich an die neue Situation an. Die Abbauleistungen stabilisieren sich nach einer gewissen Zeit allerdings auf höherem Niveau. Niedrige Amoxicillinkonzentrationen von 10 mg/L im Reaktor B führen nur kurzzeitig zu Verringerung der Abbauleistung. Am Tag 11, d.h. schon 5 Tage nach Beginn der Schadstoffdosierung, werden die vorherigen Abbauleistungen erreicht. Reaktor C (50 mg/L Amoxicillindosierung) erreicht mit Ablaufwerten von 25 mg/L TOC 70 % der vorherigen

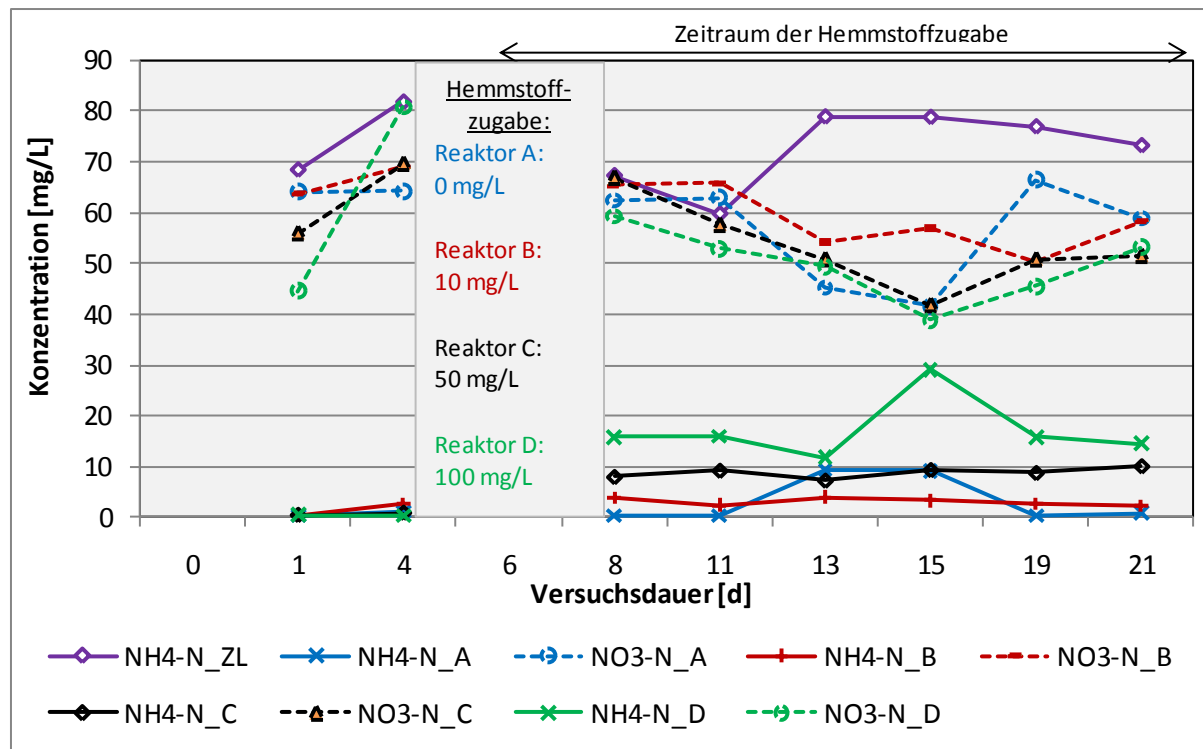
Abbauleistung, Reaktor D (100 mg/L Amoxicillindosierung) mit 45 mg/L TOC im Ablauf noch 30 % der Leistung vor Zugabe des Antibiotikums.

**Abb. 3.56: Entwicklung der TOC – Konzentration in Abhängigkeit von der Amoxicillin – Konzentration über den Versuchszeitraum**



Die Ammoniumoxiderationsrate betrug vor dem Schadstoffeintrag 99 % bei einem Ablaufwert von 0,8 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$ . Ähnlich dem Verhalten der TOC – Konzentration wirkt sich die Dosierung von Amoxicillin sofort auf die Ammoniumumsatzleistung aus. Bei Reaktor B steigt die Ammoniumablaufkonzentration kurzzeitig um 1 mg/L. Bereits am Tag 11, 5 Tage nach Beginn der Amoxicillin – Dosierung, wurde die Ausgangsleistung wieder erreicht. Die  $\text{NH}_4\text{-N}$  – Ablaufkonzentration der höher mit Hemmstoff belasteten Reaktoren C und D stellte sich um 10 mg  $\text{NH}_4\text{-N/L}$  bei Reaktor C und um 15 mg/L  $\text{NH}_4\text{-N}$  bei Reaktor D ein. Der zwischenzeitliche Einbruch der Nitrifikation ist der Erhöhung der Ammoniumzulaufkonzentration um ca. 10 – 15 mg/L geschuldet.

**Abb. 3.57: Entwicklung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von der Amoxicillin – Konzentration über den Versuchszeitraum**



Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass geringe Konzentrationen von 10 mg/L Amoxicillin vom Biofilm nach wenigen Tagen abgepuffert werden und keine längerfristigen Leistungseinbrüche zu verzeichnen sind. Dosierungen größer 50 mg/L Amoxicillin bewirken vermehrtes Absterben von Biomasse, die Überschussschlammkonzentration steigt. Dennoch erfolgt weiterhin Biomassewachstum auf den Aufwuchskörpern. Die Aktivität der heterotrophen Mikroorganismen sowie der Nitrifikanten sind beeinträchtigt. Je nach Höhe der Schadstoffdosierung werden stabile Ablaufwerte auf entsprechend höherem Ablaufkonzentrationsniveau erreicht.

### 3.11.2 Einfluss von Desinfektionsmitteln

Um die Auswirkung von Desinfektionsmittel auf die Entwicklung der Biomasse im Biofilm und auf die Abbauleistungen zu untersuchen, wurden diesbezüglich Versuche durchgeführt. Nach einer Einfahrphase der vier Reaktoren im Zeitraum vom 09.02.2011 bis 04.04.2011 begann die Messreihe zunächst mit einer Referenzreihe, d. h. ohne Dosierung von Desinfektionsmitteln. Als Desinfektionsmittel kam Natriumhypochlorit (NaClO) zum Einsatz. Insgesamt wurden drei Messreihen durchgeführt, bei denen die Reaktoren A bis C mit jeder Versuchsreihe höherer NaClO – Dosierung beaufschlagt wurden. Reaktor D lief als

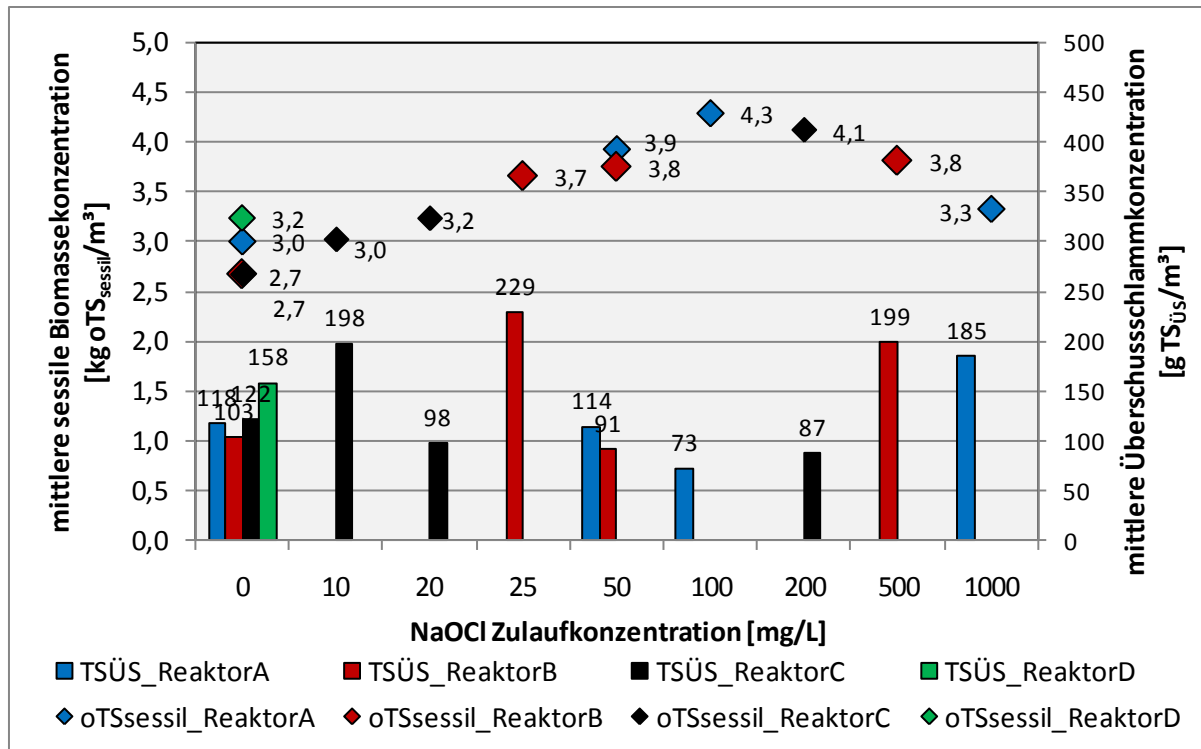
Referenzreaktor ohne Schadstoffdosierung. In Tabelle 3.21 sind die Versuchsbedingungen sowie die Versuchsreihen dargestellt.

**Tabelle 3.21: Versuchsbedingungen des Versuchs zur Auswirkung von Desinfektionsmittel auf den Biofilm**

Parameter	Einheit	Reaktor A	Reaktor B	Reaktor C	Reaktor D
Abwassertemperatur	[°C]	20	20	20	20
Zulaufmenge	[L/d]	4,4 ± 0,5	4,2 ± 0,5	3,9 ± 0,4	4,1 ± 0,7
Aufenthaltszeit	[h]	20,4 ± 2,2	21,4 ± 2,3	22,9 ± 2,0	22,6 ± 4,6
Tagesfracht	[g BSB <sub>5</sub> /d]	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2
Oberflächenbelastung	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	0,9 ± 0,3	0,9 ± 0,3	0,8 ± 0,3	0,9 ± 0,3
<b>Versuchsreihen: Natriumhypochlorit (NaClO) – Zulaufkonzentrationen [mg/L]</b>					
VR0: 05.04 – 18.04.2011	[mg/L]	0	0	0	0
VR1: 19.04 – 06.05.2011	[mg/L]	50	25	10	0
VR2: 07.05. – 16.05.2011	[mg/L]	100	50	20	0
VR3: 17.05. – 30.05.2011	[mg/L]	1.000	500	200	0

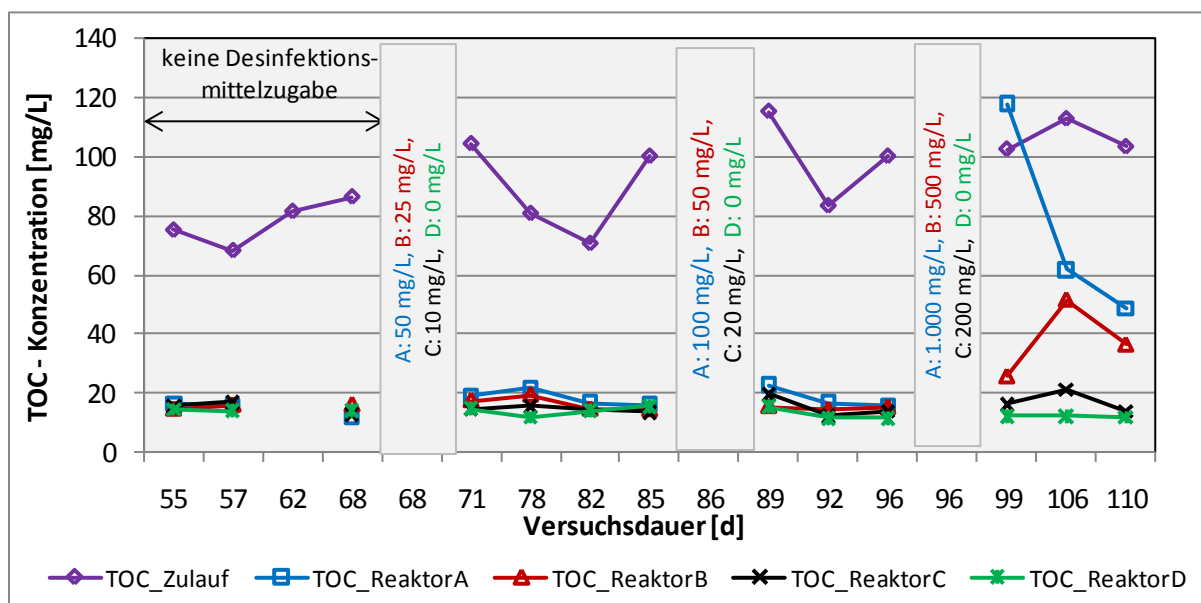
Zunächst erfolgt die Betrachtung der mittleren sessilen Biomasse- und Überschussschlammkonzentration in Abhängigkeit von der NaClO - Konzentration im Zulauf. Abb. 3.58 zeigt, dass bis zu einer Zulaufkonzentration von 100 mg NaClO/L Biomassezuwachs auf den Aufwuchskörpern zu verzeichnen ist und dass die Überschussschlammkonzentration nach kurzer Erhöhung nach der Erstdosierung wieder auf das Ausgangsniveau um die 100 mg TS<sub>ÜS</sub>/L sinkt. NaClO – Konzentrationen ab 500 mg/L im Zulauf wirken sich schädlich auf die Biomasse aus. Die Biomassekonzentration nimmt ab, die Überschussschlammkonzentration steigt somit an.

**Abb. 3.58: Entwicklung der sessilen Biomasse- und der Überschussschlammkonzentration in Abhängigkeit von der Desinfektionsmittel (NaClO) – Konzentration im Zulauf**

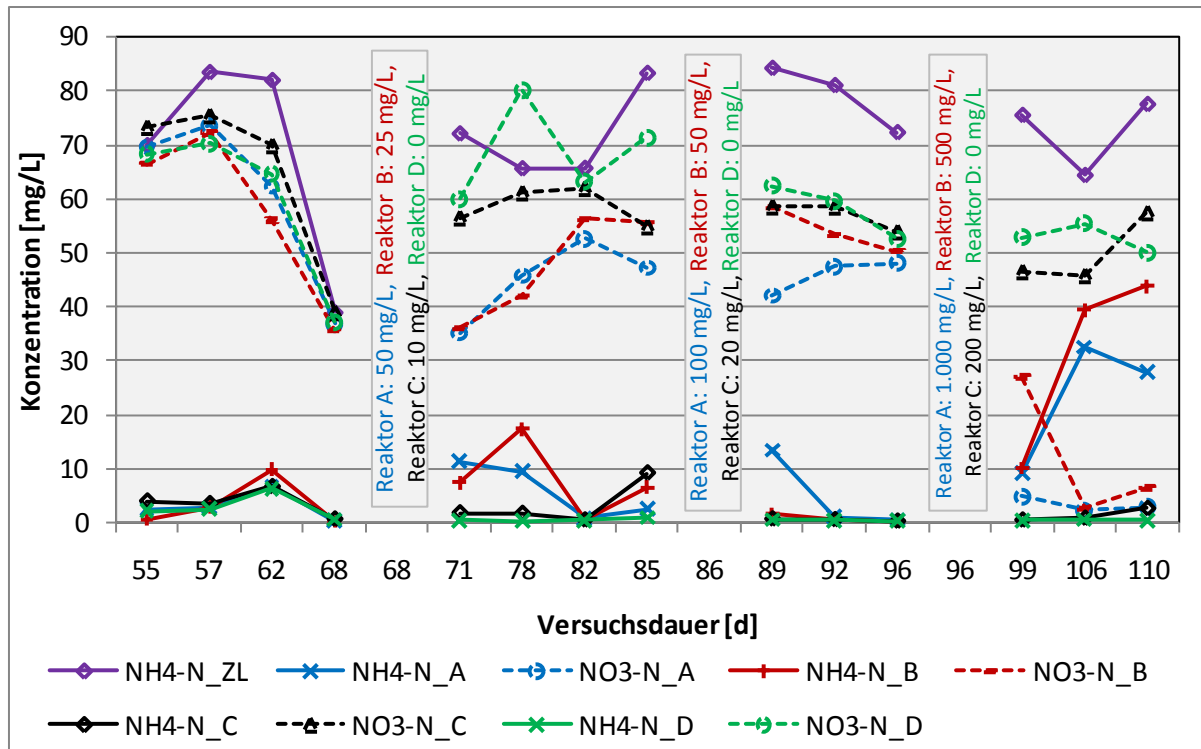


Äquivalent zur Biomasseentwicklung führt die NaClO – Konzentration ab 500 mg/L zur wesentlichen Verschlechterung der TOC – Abbauleistung und zum Einbruch der Nitrifikation (vgl. Abb. 3.59 und 3.60).

**Abb. 3.59: Entwicklung der TOC – Konzentration in Abhängigkeit von der NaClO – Konzentration über den Versuchszeitraum**



**Abb. 3.60: Entwicklung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von der NaClO – Konzentration über den Versuchszeitraum**



Während der TOC – Abbau relativ unbeeinflusst von der Desinfektionsmittelzugabe erfolgt, reagieren die Nitrifikanten bereits auf geringe Dosiermengen. Die Startdosiermengen von 25 mg NaClO/L (Reaktor A) und 50 mg NaClO (Reaktor B) führen zunächst zur Verminderung der Nitrifikation. Nach ca. 10 Tagen adaptieren die Mikroorganismen und erreichen etwa die Ausgangsleistung (siehe Abb. 3.60). In der Versuchsreihe 2 benötigt Reaktor A (100 mg NaClO /L) eine Anpassungszeit von 6 Tagen zur vollständigen Ammoniumoxidation. Im dritten Versuch ist erkennbar, dass die Nitrifikation ab der Dosierung von 500 mg NaClO in den Reaktoren A und B zusammenbricht.

Die Versuche lassen erkennen, dass bis zu einer Zulaufkonzentration von 200 mg NaClO/L nach kurzer Adaptionszeit der Mikroorganismen hinsichtlich der TOC- und Ammoniumoxidation die Reinigungsleistung erreichen, welche sie ohne Schadstoffdosierung hatten. Erst Konzentrationen oberhalb 500 mg NaClO/L führen zum Biomasseabsterben am Biofilm und zur Einschränkung des TOC – Abbaus sowie zum Einbruch der Nitrifikation. Die TOC – Abbaurrate von Reaktor A entspricht bei 1.000 mg NaClO ca. 45 % der des Referenzreaktors D. Bei Reaktor B mit 500 mg NaClO/L sind es ca. 34 % der Abbauleistung von Reaktor C.

## 4 Diskussion

Entscheidend für die Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern ist die Sicherstellung optimalen Stofftransportes im Biofilm. Einflussfaktoren sind Reaktorgestaltung sowie Schaffung günstiger Lebens- und Umweltbedingungen für die am gewünschten Umsatzprozess beteiligten Mikroorganismen.

### 4.1 Reaktordesign

Ziel ist, den gesamten zur Verfügung stehenden Reaktorraum als Reaktionsraum zu nutzen. Das erfordert die vollständige Durchmischung der Aufwuchskörper im gesamten Reaktor. Der Energieeintrag muss ausreichend, darf aber nicht zu hoch sein. Die abgescherten Flocken vom Biofilm müssen in der Nachklärung absetzbar sein.

Der Markt bietet eine Vielzahl von Aufwuchskörpern unterschiedlichster Formen, Größen, Materialien und Dichten. Zur Konzipierung und Herstellung von neuen synthetischen Aufwuchskörpern mit optimalen Eigenschaften für Wirbelbettreaktoren stellten Pascik et al. (2008) ein Anforderungsprofil auf. Optimale Aufwuchskörper sollten demnach porös, adsorbierend, fluidisierbar und dimensionsstabil sein. Schnelle Benetzbarkeit, Dichte um  $1,0 \text{ g/cm}^3$  der Aufwuchskörper sind maßgebend für schnelle Fluidisierbarkeit und damit für niedrigen Energieverbrauch und erhöhten Stofftransport. Wasserbindungsvermögen des Trägers sichert die Erhaltung der Bioaktivität. Schnelle Kolonisierbarkeit ist wichtig für schnelle Einsetzbarkeit. Gutes Adsorptionsvermögen dient dem Schutz der Biomasse durch Bindung von Hemmstoffen. Hohe Porosität des Aufwuchskörpers bietet dem Biofilm erhöhten Schutz, guten Stofftransport und somit höhere Abbaugeschwindigkeiten.

Zur Erfüllung der Anforderungen erfolgen modellhafte Betrachtungen. Die Aufwuchskörper werden als Kugeln behandelt, wobei die beiden größten Dimension (z.B. Durchmesser, Länge) zur Ermittlung eines äquivalenten Kugeldurchmessers  $d_{K,\text{äqu}}$  dienen. Die Betrachtung zur freien Weglänge erfolgt über die Fläche des Reaktors sowie über dessen Wassertiefe. Im Ergebnis der betrachteten Versuchsanordnungen kann festgestellt werden, dass für die Reaktoren mit einem Durchmesser von 250 mm und einer Höhe von 350 mm folgende Füllgrade zweckmäßig sind:

- K1, K2, K3, ABC4, PEHD 6,5:  $d_{K,\text{äqu}} = 12 - 28 \text{ mm}$     günstigster Füllgrad: 24 – 31 %,
- Picobells®:  $d_{K,\text{äqu}} = 36 \text{ mm}$     günstigster Füllgrad: 15 – 21 %,
- Newpond:  $d_{K,\text{äqu}} = 54 \text{ mm}$     günstigster Füllgrad: 11 – 14 %.

Die durchgeführten Versuche zeigen, dass eine Abstimmung des Aufwuchskörpertyps mit den Reaktormaßen, des Füllgrades und der Belüftungsanordnung erforderlich ist, um eine vollständige Ausnutzung des Reaktorraumes, des erforderlichen Energieeintrages und der Biofilmmatrix zu erreichen. Die seitliche Anordnung der Belüfterelemente erfordert weniger

Luftbedarf zur vollständigen Durchmischung der Aufwuchskörper im Reaktor als mittig angeordnete Belüfter.

Die von Levstek und Plazl (2009) durchgeführten Laborversuche unterstreichen die Theorie des optimalen Füllgrades von Aufwuchskörpern im Reaktor. Sie begrenzten die maximale Biofilmdicke auf 100 µm und sorgten damit für optimale Transportvorgänge am Biofilm und wiesen gleiche Flächenabbauleistungen von geometrisch und physikalisch unterschiedlichen Aufwuchskörpern nach.

## 4.2 Abwassertechnische Bemessung von WSB® - Anlagen

Die Auswertung der eingefahrenen Versuchsreihen der Laboranlagen in Cottbus (CB-Versuche) sowie der Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3) hinsichtlich Kohlenstoff- und Ammoniumoxidation lassen sich wie folgt zusammenfassen.

Die höchsten Flächenumsatzraten wurden in den Laborversuchen in Cottbus bei den größten untersuchten Oberflächenbelastungen von 7,6 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d) / 2,60 g TOC/(m<sup>2</sup>\*d) / 1,50 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) (T = 20 °C) erreicht. Sie betrugen:

- 6,3 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d)
- 2,05 g TOC/(m<sup>2</sup>\*d)
- 1,22 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d)

Es ist davon auszugehen, dass bei weiterer Lasterhöhung die Flächenumsatzraten weiter steigen, bis die zur Verfügung stehende Aufwuchsfläche und der Stoffaustausch am Biofilm zum begrenzenden Faktor werden.

## Kohlenstoffelimination

Die Kohlenstoffelimination ist weitgehend unabhängig von der Abwassertemperatur, wird aber beeinflusst durch die Oberflächenbelastung. Folgende Kohlenstoffeliminationsleistungen sind im Mittel erreicht worden:

- bis 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d):
  - 89 % CSB-Elimination
  - 95 % BSB<sub>5</sub>-Elimination
  - 82 % TOC – Elimination
  
- bei 2,0 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d):
  - 86 % CSB-Elimination
  - 78 % TOC – Elimination
  
- 3,0 – 5,0 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d):
  - 83 % CSB-Elimination
  - 78 % TOC – Elimination



Kommunale Kläranlagen in Norwegen, die nach dem MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren mit anschließender Phosphatfällung betrieben und mit Oberflächenbelastungen zwischen 6 und 9 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) belastet werden, erreichen mittlere Eliminationsleistungen zwischen 89 % und 94 % CSB – Elimination (Ødegaard 2006). Der Einsatz von Fällungsmitteln bewirkt einen höheren partikulären Abscheidegrad und wirkt sich somit günstiger auf die CSB – Elimination aus.

Mit Erhöhung der Oberflächenbelastung, geht die Erhöhung der Flächenumsatzraten einher. Tests mit K1 und K2 zeigen, dass die Grenze des höchsten erreichbaren Flächenumsatzes des gelösten CSB ca. 30 g CSB<sub>gelöst</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) beträgt (Ødegaard et al. 2000).

### Ammoniumumsatz

Der Ammoniumumsatz mit freibeweglichen Aufwuchskörpern wird maßgeblich durch die Temperatur und die Oberflächenbelastung beeinflusst. In Tabelle 4.1 sind die in den Versuchen ermittelten Nitrifikationsraten und die prozentualen Ammoniumumsätze in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung und Temperatur zusammengefasst.

**Tabelle 4.1: Flächenumsatzraten und Oxidationsleistung von Ammonium der Aufwuchskörper K1 und K2 in Abhängigkeit von der Temperatur und der Oberflächenbelastung**

Abwasser- temperatur [°C]	Oberflächen- belastungen [g/(m <sup>2</sup> *d)]		Ammonium- umsatzrate [g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d)]	Ammonium- oxidationsleistung [%]
	B <sub>A,BSB5</sub>	B <sub>A,NH4-N</sub>		
5 - 10	0,5	0,14	0,11	89 - 98
15 - 30	0,5	0,14	0,14	99
20	2,0	0,93	0,92	97
20	3,0	1,18	1,00	85
20	5,0	1,50	1,22	80

Die mittlere Ammoniumoxidationsleistung für die Oberflächenbelastung von 0,5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (T = 5 bis 30 °C) beträgt 93 ± 9 %, die mittlere Flächenumsatzrate 0,13 ± 0,04 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d).

Hem et al. (1994) stellten eine lineare Beziehung der Sauerstoffkonzentration zur Ammoniumflächenumsatzrate in Abhängigkeit von der organischen Belastung fest. Beispielsweise geben sie an, dass zur nahezu vollständigen Umsetzung von Ammonium bei einer Flächenbelastung von ca. 3,4 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) der Mindestsauerstoffgehalt 6 mg O<sub>2</sub>/L betragen muss. Bei geringen organischen Belastungen (T = 15 °C, O<sub>2</sub> > 5 mg/L) betragen

typische Ammoniumumsätze des MBBR<sup>TM</sup> – Verfahrens 1,2 – 1,5 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) (Ødegaard 2006).

AnoxKaldnes (2006) ermittelten für den MBBR<sup>TM</sup> – Reaktor bei Oberflächenbelastungen bis 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (T = 18 °C) für K1 Ammoniumumsatzraten von 0,97 g/(m<sup>2</sup>\*d) und für den K3-Aufwuchskörpertyp 1,26 g/(m<sup>2</sup>\*d). Für die Belastung von 5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (T = 15 °C) geben Falletti, Conte (2007) für die Aufwuchskörpertypen K1 und K2 Ammoniumumsätze von 0,7 – 1,2 g/(m<sup>2</sup>\*d) an. Bei Temperaturen von 20 °C werden unter Praxisbedingungen maximale Nitrifikationsraten von 2,6 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) erreicht (Ødegaard 2006). Unter idealen Laborbedingungen für Nitrifikanten, Biofilme mit maximal 100 µm Schichtdicke, vollständige Versorgung des Biofilms mit Nährstoffen und Sauerstoff, geringe organische Belastung sowie Abwassertemperaturen von 20 °C konnten Levstek and Plazl (2009) für K1 und PVA-Gel Aufwuchskörper (Kuraray, Japan) maximal mögliche Ammoniumumsatzraten von 3,5 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) ermitteln. Pal et al. (2010) erzielten in Laborreaktoren mit synthetischem Ammoniumabwasser Ammoniumumsatzraten zwischen 4,8 und 5,1 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d). Das ist nur unter idealen Bedingungen möglich: konstante Temperatur (20 °C), pH – Wert (7,5), hoher Sauerstoffgehalt (> 5 mg/L) sowie anorganische Stoffe im Zulauf, welche die Nitrifikation stimulieren (Qiao et al. 2010, Sudarno et al. 2010) bei Abwesenheit heterotropher Aktivität.

Gegenüber anderen Biofilmverfahren sind die flächenbezogenen Umsatzraten frei beweglicher Aufwuchskörper etwas höher. So werden nach Wolf (1989) für Tropfkörper mit Belastungen zwischen 2,5 und 4,0 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) maximale Ammoniumumsatzraten von 0,6 bis 0,8 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) und für eine Oberflächenbelastung zwischen 4 und 7 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) maximale Umsatzraten von 0,8 bis 1,2 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) angegeben. Die Nitrifikationsleistung von Biofilmverfahren geringerer Schichtdicken wird als doppelt bis dreifach so hoch eingestuft gegenüber der von Tropf- und Tauchkörpern (Neiss 2002). Untersuchungen von Homa (2010) zufolge erreicht ein mit 8 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) belasteter Scheibentauchkörper Ammoniumumsätze von 0,65 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) (T > 24 °C).

Zur Leistungssteigerung und Verbesserung der Absetzeigenschaften des Schlammes in der Nachklärung untersuchten Blank et al. (2007) den Einfluss von Aufwuchskörpern in der Belebung. Die Anlage wurde als Kombireaktor mit 3 g TS/L und einem Schlammalter von 14 Tagen mit Füllgraden bis maximal 44 % gefahren. Insgesamt konnte die Nitrifikationsleistung der Anlage gesteigert werden und betrug 85,8 %. Je Aufwuchsfläche wurden um 0,58 g NH<sub>4</sub>-N/(m<sup>2</sup>\*d) umgesetzt. Vergleiche mit den Erkenntnissen dieser Arbeit zeigen, dass mit der Fahrweise als reines Biofilmverfahren ohne suspendierte Biomasse höhere Flächenumsätze generiert werden können.

### Biomasseentwicklung auf den Aufwuchskörpern

Gegenstand dieser Arbeit ist unter anderem die Ermittlung des Einflusses von Temperatur und Oberflächenbelastung auf die sessile Biomasse. Die Umsatzleistungen von Aufwuchskörpern aus Polyethylen mit gleicher Oberfläche und ähnlicher Geometrie unterscheiden sich praktisch nicht (Märkl 1998).

Die durchgeführten Versuche zeigen, dass mit steigender Oberflächenbelastung bei konstanter Temperatur die Biomasse auf den Aufwuchskörpern zunimmt. Im Gegensatz hierzu führt die Erhöhung der Temperatur bei konstanter Oberflächenbelastung zur Verringerung der sessilen Biomasse im System. Cowen et al. (1991) ermittelten, dass nicht generell steigende Nährstoffkonzentrationen mit steigender Bakterienzahl korrelieren. Ähnliche Beobachtungen machten Zhang et al. (2014). Sie stellten fest, dass das Biomassewachstum von Nitrifikanten auf den Aufwuchskörpern bei Temperaturen zwischen 7 °C und 16 °C am höchsten ist, während weiter steigende Temperaturen bis 28 °C eine größere Ablöserate als Wachstumsrate verursachen (Zhang et al. 2013). Der positive Einfluss steigender Temperaturen auf die Oxidationsrate von Ammonium ist größer als der negative Einfluss durch den Biomasseverlust (Zhang et al. 2014). Die verschiedenen Mikroorganismen, welche an der Nitrifikation beteiligt sind, weisen in Abhängigkeit von der Temperatur unterschiedliches Wachstumsverhalten auf: Bei Temperaturen zwischen 5 und 15 °C haben nitritoxidierende Bakterien eine größere spezifische Wachstumsrate im Biofilm als ammoniumoxidierende Bakterien (Yang et al. 2007). Wohingegen bei Temperaturen größer 15 °C ammoniumoxidierende Bakterien schneller wachsen als Nitritoxidierer (Regimi et al. 2011).

Die Biofilmschichtdicke ist durch die verfahrensspezifischen hydraulischen Scherkräfte begrenzt. Es konnte jedoch nachgewiesen werden, dass bei höherer Belastung und Temperatur die Zelldichte im Biofilm zunimmt (vgl. Tabelle 4.2).

Aus den Messprogrammen in WSB® - Kleinkläranlagen und der Versuchsanlage auf der Kläranlage Lunzenau kann gefolgert werden, dass die mittlere Jahresbiomassekonzentration in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung zwischen 3 und 6 kg  $TS_{ges}/m^3_R$  beträgt. Der untere Wert bezieht sich auf Oberflächbelastungen von 0,4 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$ , der obere auf ca. 2 g  $BSB_5/(m^2 \cdot d)$ . Der suspendierte Anteil ist mit 0,2 bis 0,3 kg  $TS_{susp}/m^3_R$  konstant niedrig (vgl. Tabelle 4.2).

**Tabelle 4.2: Mittlere Biomassekonzentrationen und Zelldichte in WSB® - Kleinkläranlagen**

	Abwasser- temperatur [°C]	Oberflächen- belastung [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	Suspendierte Biomasse [kg TS <sub>susp</sub> /m <sup>3</sup> <sub>R</sub> ]	Sessile Biomasse [kg TS <sub>NaOH</sub> /m <sup>3</sup> <sub>R</sub> ]	Gesamt Biomasse [kg TS <sub>ges</sub> /m <sup>3</sup> <sub>R</sub> ]	Zelldichte [GZZ/g TS <sub>sessil,NaCl</sub> ]
WSB® - KKA	12 ± 5	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,1	2,9 ± 0,9	3,1 ± 0,9	2,64 *10 <sup>11</sup> ± 0,44 *10 <sup>11</sup>
VR KA Lunzenau	14 ± 5	2,1 ± 1,6	0,3 ± 0,1	5,8 ± 1,2	6,1 ± 1,2	4,37 *10 <sup>11</sup> ± 2,21 *10 <sup>11</sup>

Beim Belebungsverfahren bilden sich Schlammflocken, die von Protozoen besiedelt sind und frei schwimmende Bakterien fressen und damit für einen klaren Ablauf sorgen. Beim MBBR™ - Verfahren scheint der Prozess der Koloniebildung umgekehrt (Mosey, 1996). Hohe Belastungen von 30 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d) produzieren kompakte Biofilme mit Protozoenpopulationen. Frei schwimmende Protozoen sind limitiert oder gar nicht vorhanden. Moderate Oberflächenbelastungen (10 – 15 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d)) fördern „flauschige“ Biofilme mit einer hohen Vielfalt an Ciliaten. Bei geringen Belastungen (< 5 g CSB/(m<sup>2</sup>\*d)) entstehen sehr „flauschige“ Biofilme, welche dominiert sind von gestielten Ciliaten.

#### Schlammbelastung

Bei der Bewertung der WSB® - Anlagen anhand der Kenngrößen des Belebungsverfahrens sind sie mit Schlammbelastungen zwischen 0,01 und 0,26 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) den schwach- bzw. unterlastigen Belebungsanlagen zu zuordnen.

Für die Auslegung von Belebungsanlagen empfiehlt Imhoff (2007) Schlammbelastungen von 0,3 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) für Anlagen ohne Nitrifikation und 0,15 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) für Anlagen mit Nitrifikation anzusetzen.

Die Belastungsversuche haben gezeigt, dass die Schlammbelastung von Anlagen mit Oberflächenbelastungen bis 3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) Schlammbelastungen zwischen 0,01 und 0,05 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) aufweisen und somit nach Imhoff (2007) für die Nitrifikation beste Voraussetzungen liefern.

Für die Versuchsanlagen über 3 bis 5 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) Oberflächenbelastung wurden Schlammbelastungen zwischen 0,14 und 0,26 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) ermittelt. Die Werte liegen im oberen Bereich bzw. über den von Imhoff (2007) angegebenen Werten für die Nitrifikation und sind als Bemessung für Anlagen ohne Nitrifikation anzusetzen. In den Versuchen hat sich jedoch gezeigt, dass die Ammoniumablaufkonzentrationen auch bei Belastungen von

3,1 bis 5,3 g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>\*d) (T = 20 °C) zwischen 0,7 und 19,5 mg NH<sub>4</sub>-N/L betragen. Die Zulaufkonzentration lag bei 58 mg NH<sub>4</sub>-N/L.

Praxisergebnisse in Belebungsanlagen zeigen, dass im häuslichen Belastungsbereich von 0,1 bis 0,5 kg BSB<sub>5</sub>/(kg TS\*d) der Einfluss der Temperatur auf die Kohlenstoffelimination relativ gering ist. So konnten bei Belebungsanlagen mit Schlammstabilisierung auch bei niedrigen Temperaturen gute Reinigungsleistungen hinsichtlich Kohlenstoff festgestellt werden (ATV 1997). Die Aussage kann auf Grundlage der durchgeführten Versuche auf die WSB<sup>®</sup> - Anlagen angewendet und bestätigt werden.

#### Spezifischer Überschussschlammanfall der WSB<sup>®</sup> - Anlagen

Von Bedeutung für die Planung von Kläranlagen ist der spezifische Schlammanfall. Für die Schlammbilanz werden die mit vorwiegend kommunalem Abwasser beschickten Laborversuche (CB) sowie die Praxisanlagen (KKA) einbezogen. Generell betrug der Überschussschlammanfall zwischen 0,1 und 1,5 kg TS<sub>ÜS</sub>/kg BSB<sub>5</sub>. Das entspricht einer großen Bandbreite und wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst. So zeigen die Versuche, dass Temperatur- und Lasterhöhung zwischenzeitlich zur vermehrten Überschussschlammproduktion führen. Nach Anpassung der Mikroorganismen kristallisieren sich die in Tabelle 4.3 spezifischen Überschussschlammwerte heraus:

**Tabelle 4.3: Spezifischer Überschussschlammanfall beim WSB<sup>®</sup> - Verfahren für kommunales Abwasser**

Schlamm- belastung	Abwasser- temperatur	Oberflächen- belastung	Spezifischer Überschussschlammanfall
B <sub>TS</sub> [g BSB <sub>5</sub> /(g TS <sub>ges</sub> *d)]	T [°C]	B <sub>A,BSB5</sub> [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	TS <sub>ÜS</sub> [kg TS <sub>ÜS</sub> /kg BSB <sub>5</sub> ]
≤ 0,1	5 - 30	≤ 0,5	0,60
0,1 – 0,3	20 <sup>1)</sup>	≥ 1 – 5	0,97

<sup>1)</sup> Die Versuche fanden ausschließlich bei Abwassertemperaturen von 20 °C statt.

Generell kann festgestellt werden, dass die Größenordnung des Überschussschlammanfalls der WSB<sup>®</sup> - Anlagen im Bereich des Belevungsverfahrens liegt und die Berechnung des Überschussschlammanfalls nach ATV-DVWK A 131 (2000) unter Berücksichtigung des rechnerischen Biofilmters und des Verhältnisses von Feststoffkonzentration zur BSB<sub>5</sub> – Konzentration im Zulauf genutzt werden kann. Bei den Betrachtungen ist zu beachten, dass bei den Versuchen der Feststoffanteil am Kläranlagenablauf (TS<sub>e</sub>) im Überschussschlammanfall enthalten ist, sodass bei praktischer Anwendung der berechnete Überschussschlammanfall um den Feststoffanteil im Ablauf (TS<sub>e</sub>) reduziert werden muss.

### Rechnerische Ermittlung des Schlammalters $t_s$ und der Wachstumsrate $\mu$ von Biofilmanlagen

Für Bemessung und Bewertung von Belebungsanlagen wird das Schlammalter  $t_s$ , welches die mittlere Verweilzeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken angibt, genutzt. Für Biofilmanlagen ist es nicht ohne weiteres möglich, Aussagen über die Verweildauer der Mikroorganismen im System zu treffen. Um Parallelen beider Verfahren aufzeigen zu können, wird analog zum Belebungsverfahren das Schlammalter rechnerisch über das Verhältnis der Belebtschlammkonzentration (sessile und suspendierte Biomasse bezogen auf das Reaktorvolumen) zur Überschussschlammkonzentration (suspendierte Biomassekonzentration) ermittelt.

Die Betrachtung der Versuchsreihen in Abb. 4.1 ergibt folgende Mittelwerte:

Oberflächenbelastung:	$B_{A,BSB5}: 1,3 \pm 1,5 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$
Biofilmalter:	$t_s: 19 \pm 7,8 \text{ d}$
Wachstumsrate	$\mu: 0,068 \pm 0,034 \text{ d}^{-1}$

Entsprechend der Beziehung in Gleichung (Gl. 4.1) nach ATV (1997) ergibt sich aus der ermittelten mittleren Wachstumsrate eine Verdopplungszeit  $t_d$  von 10 Tagen.

$$\mu = \frac{\ln 2}{t_d} = \frac{0,693}{t_d} \quad (\text{Gl. 4.1})$$

Mit zunehmender organischer Oberflächenbelastung, nimmt auch die Oberflächenbelastung durch Ammonium zu. Zur Umsetzung des Ammoniums sind langsam wachsende Nitrifikanten erforderlich, die sich gegen die heterotrophen Bakterien durchsetzen müssen. Nach Fruhen-Hornig (1997) betragen die maximalen Wachstumsraten für heterotrophe Mikroorganismen 1,8 bis 6  $\text{d}^{-1}$  und für autotrophe Mikroorganismen 0,26 bis 1,1  $\text{d}^{-1}$ . Das heißt Kohlenstoff eliminierende Mikroorganismen wachsen etwa fünfmal schneller als Nitrifikanten. Temperaturen von 20 °C begünstigen das Wachstum der autotrophen Bakterien.

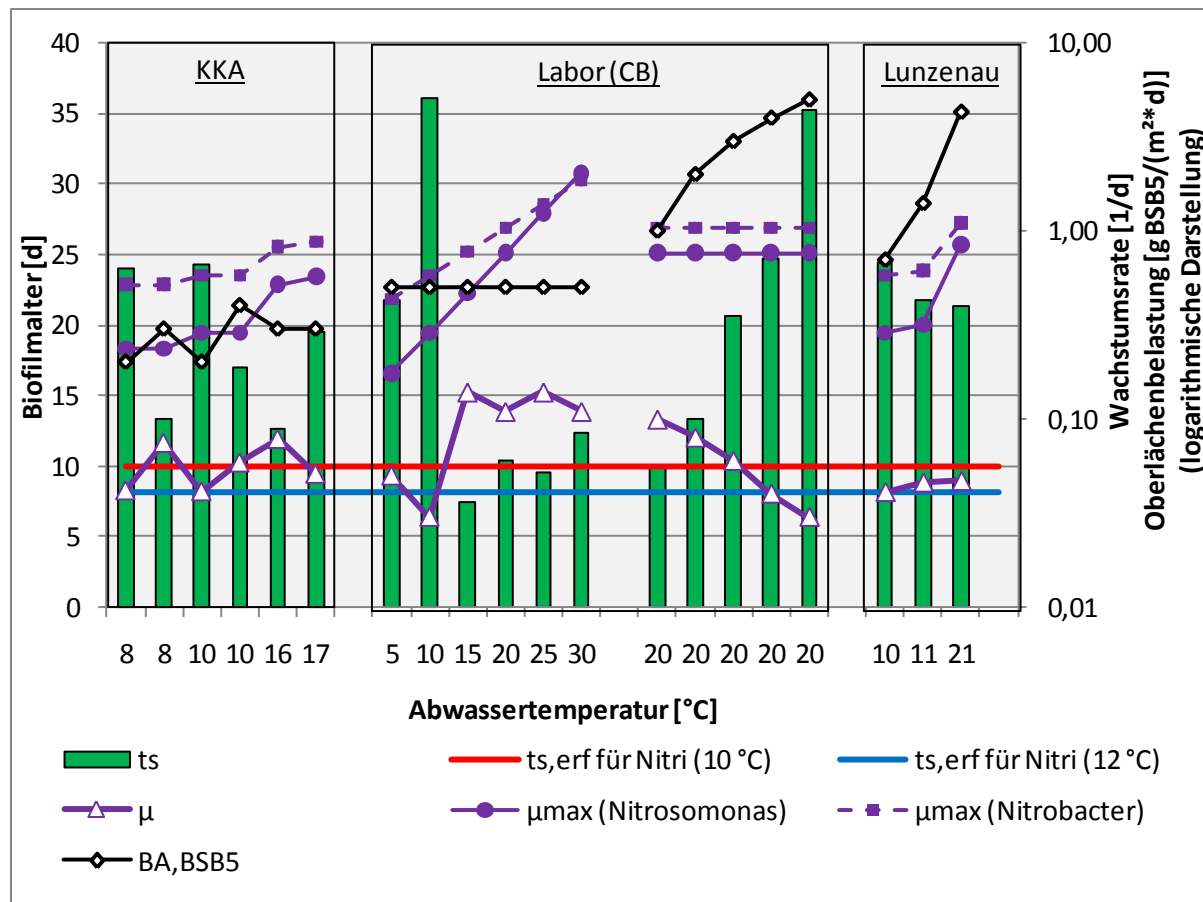
In Abhängigkeit von der Temperatur fand Knowles (1965) für die maximalen Wachstumsraten von Nitrifikanten folgende Beziehungen heraus (Gl. 4.2 und 4.3), welche in Abb. 4.1 integriert worden sind.

$$\text{Nitrosomonas: } \mu_{\max} = 0,47 \cdot 1,103^{(T-15)} \quad [\text{d}^{-1}] \quad (\text{Gl. 4.2})$$

$$\text{Nitrosobacter: } \mu_{\max} = 0,78 \cdot 1,06^{(T-15)} \quad [\text{d}^{-1}] \quad (\text{Gl. 4.3})$$

Die mittlere berechnete Wachstumsrate liegt weit unter der rechnerischen maximalen Wachstumsrate der Nitrifikanten.

**Abb. 4.1: Rechnerisches Biofilmmalter  $t_s$  und rechnerische Wachstumsrate  $\mu$  in Abhängigkeit von Temperatur und Oberflächenbelastung**



Anders als bei Belebungsanlagen ist das Biofilmmalter der Kleinkläranlagen (siehe Abb. 4.1) bei niedrigen Temperaturen mit ca. 23 Tagen besonders hoch und deutlich über den für die Nitrifikation erforderlichen 10 Tagen. Bei gleichbleibender Belastung und zunehmender Temperatur nimmt die Wachstumsrate bei ca. 15  $^{\circ}C$  sprunghaft zu und bleibt dann trotz steigender Temperatur auf gleichem Niveau. Das Biofilmmalter nimmt im Gegenzug bei 15  $^{\circ}C$  schlagartig ab (ca. 8 d) und erhöht sich langsam mit steigender Temperatur auf 12 Tage bei 30  $^{\circ}C$  (siehe Abb. 4.1 Labordaten für Abwassertemperaturen von 5 – 30  $^{\circ}C$ ). Zunehmende Belastungen bei konstanter Temperatur von 20  $^{\circ}C$  bewirken eine Erhöhung des Biofilmmalters von 10 Tagen bei 1  $g\ BSB_5/(m^2 \cdot d)$  auf 35 Tage bei 5  $g\ BSB_5/(m^2 \cdot d)$  sowie ein Absinken der Wachstumsrate von 0,1 auf 0,03  $d^{-1}$  (siehe Abb. 4.1 Labordaten – zweiter Diagrammteil bei 20  $^{\circ}C$ ). Die Werte der Anlage Lunzenau verdeutlichen, dass eine Lasterhöhung bei niedriger Wassertemperatur kaum Biomassewachstum hervorbringt, das Biofilmmalter auf etwa gleichem Niveau bleibt. Aber auch bei anschließend weiterer Last- und Temperaturerhöhung bleibt die Wachstumsrate niedrig (i. M. 0,044  $d^{-1}$ ) und das Schlammalter (i. M. 23 d) annähernd konstant.

### Biofilm-Schichtdicken / Stofftransport

Mit dem Lufteintrag werden an den Aufwuchskörpern Scherkräfte erzeugt, die den Biofilm bis auf eine Schichtdicke von maximal 1.100 µm anwachsen lassen. Es bilden sich an den geschützten Innenflächen zerklüftete Strukturen aus und an den Außenflächen sehr dünne bis ca. 160 µm starke Biofilme. Bei geringer Anlagenbelastung konnte gelöster Sauerstoff bis zu Schichtdicken von ca. 950 µm nachgewiesen werden, bei höher belasteten Anlagen bis ca. 500 µm. Das unterstützt die These, dass der Diffusionskoeffizient der Wirbelfunktion wesentlich größer sein kann als der molekulare Diffusionskoeffizienten (Siegrist, H. R. 1985), welche für Biofilme lockerer Struktur durch Versuche von Hille et al. (2009) in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit im Labormaßstab bestätigt werden konnte und im Rahmen von Untersuchungen in Praxisanlagen nachgewiesen wurde.

### Esteraseaktivität im Biofilm

Die Mikroorganismen im Biofilm zeichnen sich durch eine hohe Aktivität aus. Um das zu bestätigen, wurde die Esteraseaktivität verschiedener Anlagen gemessen. So kann festgestellt werden, dass die Esteraseaktivität eingefahrener Biofilmanlagen unabhängig von Temperatur und Oberflächenbelastung konstant um 0,2 mmol FDA/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) ist. Im Vergleich hierzu ermittelten Frølund et. al. (1995) Aktivitäten im belebten Schlamm von 0,07 mmol/g TS. Versuche von Hesse (2001) weisen nach, dass bei konditionierten Biofilmen trotz Aussetzung der Nährstoffversorgung von zwei Tagen die mikrobielle Aktivität des Biofilm – Reaktors nur geringfügig beeinflusst wird. Er führt das auf die Nutzung innerhalb der Biomasse gespeicherten Nährstoffreserven zurück. Biofilme sind in der Lage, sich innerhalb kurzer Zeit an kurzzeitige quantitative Veränderungen aber auch an qualitative Änderung der Nährstoffsituation anzupassen (Hesse 2001).

### Nitrifikationspotenzial

Die spezifischen Nitritbildungsraten der Kleinkläranlagen wurden bei Abwassertemperaturen von 8 – 10 °C bestimmt und betrugen zwischen 3,4 und 4,8 mg NO<sub>2</sub>-N/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h). Untersuchungen durch Steinbrenner (2011) an Belebungsanlagen mit geringer Schlammbelastung wiesen bei Abwassertemperaturen von 16 °C Nitritbildungsraten von 7 bis 8 mg NO<sub>2</sub>-N/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h) auf. Mit sinkender Abwassertemperatur im Belebungsbecken auf 12 °C sank das Nitrifikationspotenzial auf knapp über 1 mg NO<sub>2</sub>-N/(g TS<sub>NaOH</sub>\*h). Es wurde mehrfach beobachtet, dass sinkende Temperaturen sich auf Stoffumsatzraten nitrifizierender Biofilme deutlich weniger stark auswirkten als in Flüssigkulturen (Tijhuis et.al; 1992).



Ein direkter Zusammenhang von Nitritbildungsrate und Abbauleistung kann nicht hergestellt werden. Vielmehr steigt die Ammoniumumsatzleistung mit zunehmender Temperatur an. Zusätze in den Aufwuchskörpermaterialien lassen keinen klaren Vorteil hinsichtlich der spezifischen Nitritbildungsrate während der Einfahrphase erkennen.

#### Denitrifikationskapazität und Denitrifikationsleistung

Die Denitrifikationskapazität ist im Biofilm mit  $0,30 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$  etwa doppelt so hoch wie die von Belebungsanlagen mit maximal  $0,15 \text{ kg NO}_3\text{-N}_{\text{Dmax}}/\text{kg BSB}_5$  (ATV-DVWK A 131 2000). Jedoch weicht der Wert von der tatsächlich vorhandenen simultanen Denitrifikationsleistung ab. Sie betrug i. M.  $0,09 \text{ kg NO}_{2/3}\text{-N}_{\text{D,ist}}/\text{kg BSB}_5$ . Ursachen hierfür sind in der Anwesenheit gelösten Sauerstoffs vor allem aber in der Substratlimitierung zu suchen. Bestätigung hierfür liefern die Messungen des Denitrifikationspotenzials, die die Abhängigkeit vom zur Verfügung stehenden Substrat zeigen.

Unter günstigen Nährstoffverhältnissen und der Abwesenheit von Sauerstoff konnten beim MBBR<sup>TM</sup> – Verfahren hohe Denitrifikationsraten um  $2,0 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^2\text{d})$  bei  $5^\circ\text{C}$ , ca.  $3,0 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^2\text{d})$  bei  $10^\circ\text{C}$  und  $3,5 \text{ g NO}_3\text{-N}/(\text{m}^2\text{d})$  bei  $T = 16^\circ\text{C}$  erreicht werden (Ødegaard, 2006). Bei den untersuchten WSB<sup>®</sup> - Anlagen betrugen die simultanen Eliminationsraten unter Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff

- Bei geringer organischer Belastung ( $0,2$  und  $0,3 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\text{d})$ ) und niedrigen Abwassertemperaturen ( $T: 8$  bis  $10^\circ\text{C}$ ):  $0,03 \text{ g NO}_{2/3}\text{-N}/(\text{m}^2\text{d})$ ,
- Bei höherer organischer Belastung ( $3,0 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2\text{d})$ ) und höheren Abwassertemperaturen ( $T: 17^\circ\text{C}$ ):  $0,3$  bis  $0,5 \text{ g NO}_{2/3}\text{-N}/(\text{m}^2\text{d})$ .

#### Phosphatelimination

Zur weiteren Nährstoffelimination gehört auch die Phosphatelimination. Zum Erreichen der geforderten Ablaufwerte sind chemische Verfahren erforderlich. Dennoch ist die Eliminationsleistung der WSB<sup>®</sup> - Anlagen ohne gezielte Bio – P – bzw. chemische Fällung von Interesse.

Während der Einfahrphase der WSB<sup>®</sup> - Anlagen konnte ein erhöhter Phosphatbedarf festgestellt werden. Er lag zwischen  $0,030$  und  $0,036 \text{ g P}_{\text{elim}}/\text{g BSB}_{5,\text{ZL}}$ . Der Bedarf eingefahrener Anlagen ist temperaturabhängig und konnte wie folgt bestimmt werden:

- $8 - 10^\circ\text{C}$ :  $0,004$  bis  $0,01 \text{ g P}_{\text{elim}}/\text{g BSB}_{5,\text{ZL}}$  bzw.  $1,2$  bis  $3,3 \text{ mg P}_{\text{elim}}/\text{L}$ ,
- $16 - 21^\circ\text{C}$ :  $0,013$  bis  $0,016 \text{ g P}_{\text{elim}}/\text{g BSB}_{5,\text{ZL}}$  bzw.  $4,0$  bis  $5,1 \text{ mg P}_{\text{elim}}/\text{L}$ .

Der Vergleich der ermittelten Werte mit den aktuell gültigen Bemessungsgrundlagen für Belebungsanlagen lässt schlussfolgern, dass am Biofilm Phosphatumsätze ( $T > 10^\circ\text{C}$ ) in der Größenordnung für Anlagen mit vorgeschaltetem Anaerobbecken, also BIO-P – Anlagen, erreicht werden. Sie betragen  $0,01$  bis  $0,015 \text{ g P}_{\text{elim}}/\text{g BSB}_{5,\text{ZL}}$  (ATV-DVWK A 131 2000). Für

Belebungsanlagen, die ohne Bio-P betrieben werden, gibt Hamm (1989) Eliminationswerte von 2 – 3 mg  $P_{elim}/L$  an. Bei den eingefahrenen WSB® - Anlagen mit einer Abwassertemperatur über 10 °C liegt die Phosphatelimination zwischen 3,3 und 5,1 mg  $P_{elim}/L$ .

#### Einfluss toxischer Stoffe auf den Biofilm

Problematisch für die Biomasse und die Abbauleistung von Kleinkläranlagen und kleinen Kläranlagen wirken sich der Einsatz von Desinfektionsmitteln und die Zuführung von Antibiotika aus.

Es kann festgestellt werden, dass geringe Konzentrationen von 10 mg/L des Antibiotikums Amoxicillin vom Biofilm nach wenigen Tagen abgepuffert werden und keine längerfristigen Leistungseinbrüche zu verzeichnen sind. Dosierungen größer 50 mg/L Amoxicillin bewirken vermehrtes Absterben von Biomasse, die Überschussschlammkonzentration steigt. Dennoch erfolgt weiterhin Biomassewachstum auf den Aufwuchskörpern. Die Aktivität der heterotrophen Mikroorganismen sowie der Nitrifikanten sind beeinträchtigt. Je nach Höhe der Schadstoffdosierung adaptieren die Mikroorganismen. Es werden stabile Ablaufwerte mit entsprechend höherem Ablaufkonzentrationsniveau erreicht.

Dokianakis et al. (2004) stellten Beeinträchtigungen von Sulfamethoxazol auf die Nitrifikationsleistung im Belebtschlamm ab einer Konzentration von 2 mg/L fest. Untersuchungen in der Schweiz zum Eintrag von Antibiotika in Kläranlagen zeigten im Einzugsgebiet der Kläranlage Frauenfeld Zulaufkonzentrationen von maximal 0,97 µg/L und im Einzugsgebiet der Kläranlage Rietwiese bis 3,8 µg/L (Baumgartner 2004). Diese Konzentrationen würden keinen negativen Einfluss auf Mikroorganismen im Biofilm oder Belebtschlamm und die Reinigungsleistung darstellen.

Zur Ermittlung des Einflusses von Desinfektionsmitteln auf den Biofilm kam Natriumhypochlorit ( $NaClO$ ) in verschiedenen Dosierungen zum Einsatz. Es kann nachgewiesen werden, dass bis zu einer Zulaufkonzentration von 200 mg  $NaClO/L$  nach kurzer Adaptionszeit der Mikroorganismen hinsichtlich der TOC- und Ammoniumoxidation die gleichen Reinigungsleistungen erreicht werden, welche sie ohne Schadstoffdosierung hatten. Erst Konzentrationen ab 500 mg  $NaClO/L$  führen zum Biomasseabsterben am Biofilm und zur Einschränkung des TOC – Abbaus sowie zum Einbruch der Nitrifikation.

Stöchiometrisch beträgt der Chloranteil des Natriumhypochlorits 48 %. In 200 mg/L  $NaClO$  sind somit 96 mg/L Chlor enthalten und in 500 mg/L  $NaClO$  240 mg/L Chlor. Zur Abwasserdesinfektion wird freies Chlor zwischen 1 und 20 mg/L eingesetzt (DWA-M 205 2013). Die Versuche haben gezeigt, dass für die Inaktivierung von Mikroorganismen in

Biofilmen ein Vielfaches an Chlor im Vergleich zur den Erfahrungswerten des Chlorbedarfs suspendierter Biomasse nötig ist. Für die Abwasserbehandlung heißt das, dass bis zu 96 mg/L Chlordosierung keine negativen Auswirkungen auf die Reinigungsleistung des Biofilms verzeichnet werden konnten.

Das Antibiotikum Amoxicillin schädigt den Biofilm bereits bei Konzentrationen von 50 mg/L, das Desinfektionsmittel Natriumhypochlorit erst bei Konzentrationen ab 500 mg/L.

Ähnliche Erfahrungen sammelte Hesse (2001) anhand von Versuchen mit dem Enzymgift Quecksilbersalzlösung ( $\text{HgCl}_2$ ). Während bei frei suspendierten Mikroorganismen eine Dosierung von 100 mg/L  $\text{HgCl}_2$  eine gänzliche Abtötung bewirkt (Seibel 1999, Le Chavallier et al. 1988), stellte Hesse (2001) beim Biofilm – Reaktor auch nach einem Tag Versuchszeit keine vollständige Deaktivierung fest. Die DOC – Eliminationsrate verringerte sich lediglich von 90 % auf 60 %. Nach Beendigung der Quecksilberdosierung wurde innerhalb einer Woche die ursprüngliche Bioaktivität des Biofilm – Reaktors wieder erreicht.

Unter bestimmten Stressbedingungen sind einige Mikroorganismen in Biofilmen in der Lage, in einen Zustand überzugehen, in dem sie stoffwechselaktiv, aber nicht mehr mit den klassischen, auf Kultivierung basierenden Verfahren nachweisbar sind. Nach Abschluss von Desinfektionsmaßnahmen vermehren sie sich wieder. Das führt dazu, dass beim Vorkommen derartiger pathogener Keime in Trinkwasseranlagen, der Austausch der kontaminierten Einbauten notwendig wird. (Bendinger 2013).

## 5. Zusammenfassung

In der kommunalen Abwasserreinigung werden unter anderem Biofilmverfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern mit einer Dichte von ca.  $1 \text{ kg/m}^3$  (Schwebebett) eingesetzt. Der Betrieb des Biofilmreaktors entspricht einem Mischreaktor. Gegenstand der Arbeit ist, einen Beitrag zur weiteren Aufklärung des komplexen Zusammenhanges von Bemessungsdaten und den Zustandsgrößen des Biofilmverfahrens mit frei beweglichen Aufwuchskörpern zu leisten.

Es erfolgen verfahrenstechnische Betrachtungen von Aufwuchskörpern unterschiedlicher Geometrien zur Durchmischung innerhalb kurzer Zeit im Reaktor und des dazu erforderlichen energetischen Aufwandes. Des Weiteren wird der optimale Füllgrad von Aufwuchskörpern in Abhängigkeit von der Reaktorgestaltung bestimmt.

Unter definierten Laborbedingungen konnten Erkenntnisse hinsichtlich des Temperatureinflusses sowie der  $\text{BSB}_5$  - Oberflächenbelastung auf die Abbauleistung gewonnen werden. In halbtechnischen Versuchen auf den Kläranlagen Kaditz und Rochlitz fanden Untersuchungen zum Einfahrverhalten unterschiedlicher Aufwuchskörper zu Biomassebildung und zu Abbauleistung statt. Auf der Kläranlage Lunzenau wurde eine im technischen Maßstab nachempfundene Kleinkläranlage im Hinblick auf den Einfluss der organischen Belastung auf die Biomassebildung und Abbauleistung betrieben. Die Bewertung der beschriebenen Versuchsanlagen sowie im Betrieb befindlicher Kleinkläranlagen erfolgt bezüglich der Abwasserkenngößen, wie Schlammbelastung, Überschussschlammbildung, Schlammalter und Wachstumsraten.

Die Messung von Schichtdicken sowie die Erstellung von Sauerstoffprofilen ermöglicht es, Aussagen zur Effektivität des Stofftransportes im Biofilm zu treffen. Von Interesse sind Aussagen zur Aktivität der Mikroorganismen im Biofilm, welche durch Bestimmung von Enzymaktivitäten (Esteraseaktivität) ermittelt werden konnten. Die simultan ablaufenden Prozesse des Kohlenstoffabbaus, der Nitrifikation und der Denitrifikation durch den Biofilm werden hinsichtlich ihrer Potenziale, Leistungsfähigkeit und Grenzen untersucht, ebenso wie die Elimination von Phosphor.

Auf Grundlage der gewonnenen Erkenntnisse können theoretische Berechnungen zum Sauerstoffbedarf und zur Sauerstoffzufuhr hergeleitet werden. Insbesondere Kleinkläranlagen und kleine Kläranlagen werden durch den Eintrag von Antibiotika und Desinfektionsmitteln aus Haushalten und Kleingewerbe nachhaltig im Betriebsablauf gestört. Dazu konnten in Laborversuchen Aussagen zu Grenzkonzentrationen ermittelt werden.

## **6. Ausblick**

Mit dieser Arbeit konnte ein Betrag zur weiteren Aufklärung der Wirkprinzipien speziell im WSB® - Verfahren geleistet werden. Aus den gewonnenen Erkenntnissen generieren sich neue Fragestellungen, die weiterer Forschung bedürfen.

Gegenstand der durchgeführten Betrachtungen ist die Anwendung des WSB® - Verfahrens im kommunalen Abwasserbereich. Von besonderer Bedeutung ist die Weiterentwicklung bzw. Modifizierung im gewerblichen Sektor. Da das Verfahren eine sehr hohe Betriebsstabilität aufweist, ist es besonders für kleine Betriebe im dezentralen Bereich interessant. Das betrifft beispielsweise Fleischereien, Bäckereien, Pflegeeinrichtungen, Friseurläden.

In allen durchgeführten Versuchen betrug die Mindestverweildauer vier Stunden und war somit kein beschränkender Faktor für die Kontaktzeit von Substrat und Mikroorganismen. Für die Optimierung des erforderlichen Reaktorraumes sind die Ermittlung von Mindestkontaktzeiten bis zum Erreichen der Endkonzentration in Abhängigkeit von Temperatur und Oberflächenbelastung von besonderem Interesse. Das sollte eine höhere Effizienz hinsichtlich hoch belasteter Abwässer bzw. für Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse ermöglichen.

Das temperaturabhängige Gleichgewicht zwischen sessiler und suspendierter Biomasse wirft neue Fragestellungen auf. In den Laborversuchen wurde festgestellt, dass bei Verringerung der Abwassertemperatur von 10 °C auf 5 °C und konstanter Oberflächenbelastung die suspendierte Biomasse zunimmt ohne Verringerung der sessilen Biomasse auf den Aufwuchskörpern. Es stellt sich die Frage, ob sich aufgrund der niedrigen Temperaturen andere Mikroorganismenkonsortien bilden. Wenn ja, welchen Bau- und Betriebsstoffwechsel unterliegen diese? Im Gegensatz hierzu führte die Erhöhung der Abwassertemperatur über 15 °C zur Verringerung der Biomasse auf den Aufwuchskörpern und im gesamten System. Vermutlich ist die Ursache im erhöhten Betriebsstoffwechsel der suspendierten Mikroorganismen zu suchen.

In der vorliegenden Dissertation wurde auf Basis der Kenngrößen des Belebungsverfahrens das Schlammalter der sessilen Mikroorganismen als Biofilmalter berechnet. Das tatsächliche Alter der Mikroorganismen im Biofilm konnte nicht ermittelt werden. Hierfür müssten Methoden angewandt werden, die die Mikroorganismen markieren und somit die tatsächliche Aufenthaltsdauer im Biofilmsystem nachgewiesen werden könnte.

Im Hinblick auf die simultane Denitrifikation wird das mögliche Denitrifikationspotenzial nicht ausgeschöpft. Hier sind Optimierungsmechanismen hinsichtlich der gezielten Steuerung der aeroben und anoxischen Phase zur Leistungssteigerung bzw. neue Forschungsansätze gefragt, um den klassischen Prozess der Nitrifikation und Denitrifikation zu umgehen. Am Biofilm besteht die Möglichkeit, den Nitrifikationsprozess nur bis zum Nitrit ablaufen zu lassen und vom Nitrat zum molekularen Stickstoff zu reduzieren (Anammox – Prozess). Vorteile der Art der Stickstoffelimination liegen in der Einsparung an Sauerstoff und an organischen  $[H]^+$  Donatoren (Beier et al., 2008).

Zur Forcierung der simultanen Denitrifikation entwickelten Schnabel et al. (1999) ein Aufwuchskörpermateriale, in welches ein biologisch abbaubares Substrat eingebaut ist von den Mikroorganismen umgesetzt wird. Vorzugsweise werden schnell abbaubare Substrate, wie z. B. Polyhydroxybuttersäure (PHB) und Polyhydroxyvaleriansäure (PHV) verwendet. Die Aufwuchskörper verbrauchen sich und müssen im Prozess ergänzt werden.

Auf Basis der gewonnenen Abwasserkenngößen des WSB<sup>®</sup> - Verfahrens konnten spezifische Sauerstoffverbrauchswerte und Sauerstoffzufuhrwerte berechnet werden. Die Belüftung erfolgt intermittierend. Während der belüftungsfreien Zeit schweben die Aufwuchskörper als Block unter der Wasseroberfläche auf und behindern somit den Austrag der Gasblasen. Es kann beobachtet werden, dass sie sich an den Aufwuchskörpern anlagern. Für die Auslegung der Verdichtergröße und erforderlichen Laufzeit wäre es von großem wirtschaftlichem Interesse, die effektive Verfügbarkeit des Sauerstoffs im schwebenden Bett zu quantifizieren.

---

**Literaturverzeichnis**

- Abbassi, B., Gliacomani-Vallejos, G., Rübiger, N. (1996).** Prozessführung der biologischen Abwasserreinigung mit minimierter Überschussschlammproduktion. Verfahrenstechnik der Abwasser- und Schlammbehandlung, 3. GVC – Kongress, Würzburg, 1996.
- AbwV (2004).** Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV); AbwV Ausfertigungsdatum: 1.03.1997; Vollzitat: Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004.
- Æsøy, A., Ødegaard, H., Hægh, M., Rislø, F., Bentzen, G. (1998).** Upgrading wastewater treatment plants by the use of biofilm carriers, oxygen addition and pre-treatment in the sewer network. Water Science & Technology, 37(9), 159-166.
- AnoxKaldnes (2006).** Test of K1 and K3 in parallel MBBR™ reactors. Tonsberg January 2006.
- AnoxKaldnes (2008).** Municipal Reference List 2008.
- ATV-Handbuch (1997).** Biologische und weitergehende Abwasserreinigung; 4. Auflage; Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften GmbH, Berlin.
- ATV-DVWK A 131 (2000).** ATV-DVWK Arbeitsblatt A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen; 2000.
- ATV-DVWK-A 281 (2001).** ATV-DVWK Arbeitsblatt A 281: Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern; Regelwerk Abwasser-Abfall; Abwassertechnische Vereinigung e.V.; Hennef, September 2001.
- ATV-DVWK-AG IG-5.6 (2004).** ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG-5.6 "Biofilmverfahren": Aerobe Biofilmverfahren in der Industriewasserreinigung. KA - Abwasser, Abfall, 51, Nr. 2, 195-198.
- ATV-DVWK-AG KA-6.3 (2002).** ATV-DVWK-Arbeitsgruppe KA-6.3 "Tropf- und Tauchkörper": Neue Erkenntnisse über Anlagen mit getauchtem Festbett. KA - Abwasser, Abfall, 49, Nr. 12, 1703-1707.
- ATV-M 205 (1998).** ATV-Merkblatt M 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Regelwerk Abwasser-Abfall; Abwassertechnische Vereinigung e.V.; Hennef, Juli 1998.
- Batchelor, S.E., Cooper, M., Chabra, S.R., Glover, L.A., Stewart, G.S.A.B., Prosser, J.I. (1997).** Cell density-regulated recovery of starved biofilm populations of ammonia – oxidizing bacteria. Appl. Environ. Microbiol., 63, 2281 – 2286.
- BCAT (2007).** Bergmann clean Abwassertechnik GmbH: WSB® clean - Prospekt: Die High Tech eines Baches. 2007
- Behrendt, J., Brinke-Seifert, S., Sekulov, I. (1997).** Sauerstoffeintrag in begaste Festbettreaktoren. Untersuchungsbericht TU Hamburg-Harburg.

- Beier, M., Sander M., Schneider, Y., Rosenwinkel, K.-H. (2008).** Energieeffiziente Stickstoffelimination. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 55(6), 671-678.
- Bendinger, B. (2013).** Großangelegtes BMBF-Verbundvorhaben zum Biofilm-Management. *gwf-Wasser/Abwasser* 2013, 9, 924 – 925.
- Bendinger, B., Rijnaarts, HHM., Altendorf, K., Zehnder, A.J.B. (1993).** Physicochemical cell surface and adhesive properties of coryneform bacteria related to the presence and chain length of mycolic acids. *Appl. Environ Microbiol.*, 59, 3973-3977.
- Blank, A., Hoffmann, E., Hahn, H. H. (2007).** Integration von schwimmenden Aufwuchskörpern in Belebungsanlagen zur Erhöhung der Sedimentationsleistung von Nachklärbecken. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 54(5), 484-487.
- Bulle, H., Straub, A., Triller, W. (2013).** Stofftransport und Stoffumwandlung in Reaktoren zur biologischen Abwasserbehandlung mit feinblasiger Belüftung. *gwf-Wasser/Abwasser* 2013, 10, 1106 – 1116.
- Cataldo, D. A., Maroon, M., Schrader, L. E., Youngs, V. L. (1975):** Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid, in *communications in soil science and plant analysis*, volume 6 Issue 1, 1975, pages 71-80; Department of Agronomy, University of Wisconsin-Madison, Madison, Wisconsin 53706.
- CB-BB (2008-2009).** BTU: Zulaufmessdaten Kläranlage Cottbus; Auszug Betriebstagebuch 2008 / 2009.
- Characklis, W.G., Marshall, K.C. (1990).** *Biofilms*. New York: John Wiley & Sons.
- Cheng, J., Liu, B. (2002).** Swine wastewater in anaerobic digesters with floating medium. *Trans. ASABE*, 45, 799 – 805.
- Chu, H. Q., Cao, D. W., Dong, B. Z., Qiang, Z.M. (2010).** Bio-diatomite dynamic membrane reactor for micro-polluted surface water treatment. *Water Res.*, 44, 1573 – 1579.
- Chu, W. H., Gao, N. Y., Deng, Y., Templeton, M. R., Yin, D. Q. (2011a).** Impacts of drinking water pretreatments on the formation of nitrogenous disinfection by-products. *Bioresource Technol.*, 102, 11161 – 11166.
- Chu, L., Wang, J. (2011b).** Comparison of polyurethane foam and biodegradable polymer as carriers in moving bed biofilm reactor for treating wastewater with a low C/N ratio. *Chemosphere*, 83, 63 – 68.
- Clifford, E., Nielsen, M., Sorensen, K. Rodgers, M. (2010).** Nitrogen dynamics and removal in a horizontal flow biofilm reactor for wastewater treatment. *Water Res.*, 44, 3819 – 3828.
- Cornel, P. (2000).** Membranbelebungs-biologische Abwasserreinigung ohne Anfall von Überschussschlammanfall?. In *Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie*, 61. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Nov. 2000.



- Costerton, J. W., Lewandowski, Z. (1995):** Microbial Biofilms. In Ann. Rev. Microbiol. 49, 711 – 745.
- Costerton, J.W., Marrie, T.J., Cheng, K.-J. (1985).** Phenomena of bacterial adhesion. In: Savage, D.C., Fletcher, M.M., (Hrsg.): Bacterial adhesion. Plenum Press, New York, p. 3-44.
- Couillard, D. (1994).** Review: the use of peat in wastewater treatment. Water Res., 28, 1261 – 1274.
- Cowan, MM., Warren, TM., Fletcher, M. (1991).** Mixed species colonization of solid surfaces in laboratory biofilms. Biofouling, 3, 23 – 34.
- Cunningham, A. B. (1989).** Hydrodynamics and Solute Transport at the Fluid-Biofilm. In: Dahlem Workshop Reports on the Structure and Functions of Biofilms; Eds. Characklis, W. G. Wilderer, P. A. John Wiley & Sons 1989.
- Dahlke, S., Remde, A. (1998).** Denitrifikation. In A. Remde und P. Tippmann, editors, Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente, Kapitel: Denitrifikation. R. Oldenbourg Verlag, München: 123-140.
- de Beer, D., Stoodley, P., Roe, F., Lewandowski, Z. (1994).** Effects of biofilmstructures on oxygen distribution and mass transport. Biotechnol. Bioeng. 43, 1131 – 1138.
- DIBt (2001).** Deutsches Institut für Bautechnik: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung; Z-55.6-64 - Kleinkläranlagen mit Abwasserbelüftung aus Beton, belüftetes Wirbel-/Schwebebett Baureihe BIO-2500 / WB für 4 bis 50 E. vom 31.07.2001.
- DIBt (2009).** Deutsches Institut für Bautechnik: Zulassungsgrundsätze für allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen für Kleinkläranlagen. Stand Mai 2009.
- DIBt (2013).** Deutsches Institut für Bautechnik; Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen für Kleinkläranlagen, Stand 05.11.2013.
- DIN EN 12566-3 (2009).** Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser; Deutsche Fassung EN 12566-3:2005+A1:2009.
- DIN EN 12880 (2001).** Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts. Deutsche Fassung: 2001-02.
- DIN EN 26777 (1993).** Wasserbeschaffenheit; Bestimmung von Nitrit; Spektrometrisches Verfahren (ISO 6777: 1984). Deutsche Fassung EN 26777: 1993.
- DIN EN ISO 5814 (2013).** Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs - Elektrochemisches Verfahren (ISO 5814:2012). Deutsche Fassung EN ISO 5814:2012; 02/2013.
- DIN EN ISO 6878 (2004).** Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004). Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004.

- Dokianakis, S.N., Kornaros, M.E. & Lyberatos, G. (2004).** On the effect of pharmaceuticals on bacterial nitrite oxidation. *Water Sci. Technol.*, 50, 341-346.
- DWA-A 222 (2011).** DWA – Arbeitsblatt A 222: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. Regelwerk Abwasser-Abfall; Abwassertechnische Vereinigung e.V.; Hennef, Mai 2001.
- DWA-M 205 (2013).** DWA-Merkblatt M 205: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Regelwerk Abwasser-Abfall; Abwassertechnische Vereinigung e.V.; Hennef, März 2013.
- Edgehill, R.U (1996).** Degradation of pentachlorophenol (PCP) by *Arthrobacter* strain ATCC 33790 in biofilm culture. *Wat. Res.* 30, 357 – 363.
- Ehlers, L.J., Bouwer, E.J. (1999).** RP4 plasmid transfer among species of *Pseudomonas* in a biofilm reactor. *Water Sci Technol.*, 7, 163 – 171.
- Eichler, W. (2006).** Antibiotika, Resistenzen und Bakterien in Kläranlagen. Materialien 72; Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; Essen 2006.
- Falletti, L., Conte, L. (2007).** Upgrading of Activated Sludge Wastewater Treatment Plants with Hybrid Moving-Bed Biofilm Reactors. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 46, 6656 – 6660.
- Fichtner, N. (1997).** Istzustandsanalyse der Kläranlage Biesern. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden; Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.
- Flemming, H. C. (1991).** Biofilme und Wassertechnologie. Teil I: Entstehung, Aufbau, Zusammensetzung und Eigenschaften von Biofilmen. *gwf-Wasser/Abwasser*, 132, 197 – 207.
- Flemming, H.-C., Geesey, G.G. (1991).** Biofouling and biocorrosion in industrial water systems; Springer, Berlin, 220 S.
- Fletcher, M. (1988a).** The applications of interference reflection microscopy to the study of bacterial adhesion to solid surfaces. In: Houghton, DR., Smith, RN., Eggins HOW., editors. *Biodeterioration 7*. London: Elsevier Applied Science, 31 – 35.
- Fletcher, M. (1988b).** Attachment of *Pseudomonas fluorescens* to glass and influence of electrolytes on bacterium-substratum separation distance. *J Bacteriol.*, 170, 2027 – 2030.
- Fletcher, M., Loeb, G.I., (1979).** Influence of substratum characteristics on the attachment of marine pseudomonas to solid surfaces. *Appl. Environ Microbiol.*, 37, 67 – 72.
- FRØLUND, B., GRIEBE, T., NIELSEN, P. H. (1995).** Enzymatic activity in the activated-sludge floc matrix. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 43(4), 755-761.
- FRØLUND, B., PALMGREN, R., KEIDING, K., NIELSEN, P. H. (1996).** Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin. *Water Research*, 30(8), 1749-1758.

- Fruhen-Hornig, M. (1997).** Dynamische Simulation von Prozessen in Biofilmreaktoren zur Behandlung kommunaler Abwässer. Gewässer - Wasser - Abwasser 162; Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen; D 82 (Diss. TH Aachen); Aachen 1997.
- Gellert, A., Brauch, G., Werner, P., Berberich, A. (1991).** Handbuch Mikrobiologische Bodenreinigung – Materialien zur Altlastenbearbeitung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- Gierig, M. (1993).** Biologische Grundlagen der Desinfektion. In: Trinkwasserdesinfektion und Versorgung mit Mischwässern; Materialien 29, München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft; 1993; S. 31 – 47.
- Hamm, A. (1989).** Entwicklung der P-Bilanz in der Bundesrepublik. Aus: Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes, Nährstoffbelastung und –elimination. München-Wien: R. Oldenbourg-Verlag 1989, S. 99.
- Hänel, K. (1986).** Abwasserreinigung mit Belebtschlamm. VEB G. Fischer Verlag, Jena, S. 291.
- Harremoes, P. (1986).** Theoretische und experimentelle Grundlagen der Biofilmkinetik. gwf-wasser/abwasser, H 1; Vol. 127; S. 16 – 25.
- Hartwig, P. (1993).** Beitrag zur Bemessung von Belebungsanlagen mit Stickstoff- und Phosphorelimination. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik; Universität Hannover, Heft 84; 1993.
- Hausner, M., Wuertz, S. (1999).** High rates of conjugation in bacterial biofilms as determined by quantitative in situ analyses. Appl. Environ Microbiol., 65, 3710 – 3713.
- He, S.B., Xue, G., Kong, H.N. (2007).** The performance of BAF using natural zeolite as filter media under conditions of low temperature and ammonium shock load. J. Hazard Mater, 143, 291 – 295.
- Hem, L., Rusten, B., Ødegaard, H. (1994).** Nitrification in a moving bed biofilm reactor. Water Science & Technology, 28(6), 1425-1433.
- Hermisdorfer Institut für technische Keramik e.V. (2003).** Aufwuchsträger für Mikroorganismen und Vorrichtung zur Manipulation solcher Aufwuchsträger. Gebrauchsmusterschrift DE 201 21 793 U1, Bekanntmachung im Patentblatt 04.09.2003.
- Hesse, S. (2001).** Anwendung von Biofilm - Reaktoren für die Charakterisierung der biologischen Eliminierbarkeit von Abwasserinhaltsstoffen. Dissertation. Universität Fridericiana Karlsruhe.
- Hille, A., He, M., Ochmann, C., Neu, T. R., Horn, H. (2009).** Application of two component biodegradable carriers in a particle-fixed Biofilm airlift suspension reactor: development and structure of biofilms. Bioprocess Biosyst Eng, 32, 31-39.

- Höll, K. (1968).** Wasser, Untersuchung Beurteilung Aufbereitung Chemie Bakteriologie. Berlin 1968
- Homa, J. (2010).** Biofilmaktivität in Scheibentauchkörpern - Grundlagen, Anpassung und Anwendung des Dehydrogenasentests. Karlsruher Institut für Technologie (KIT) Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe Schriftenreihe SWW – Band 138 – Karlsruhe 2010.
- Horan, N.J., Lowe, M. (2007).** Full-scale trials of recycled glass as tertiary filter medium for wastewater treatment. *Water Res.*, 41, 253 – 259.
- Howell, D., Behrends, B. (2006).** A review of surface roughness in antifouling coatings illustrating the importance of cutoff length. *Biofouling*, 22, 401 – 410.
- Ilic, P. (1978).** Verhalten einer schwer abbaubaren Modellschubstanz bei der biologischen Reinigung. *gwf Wasser-Abwasser*, 119, S. 127.
- Imhoff, K. u. K. R. (2007).** Taschenbuch der Stadtentwässerung. 30. Auflage, R. Oldenbourg Verlag, München; 2007.
- Imhoff, K. u. K. R. (2009).** Taschenbuch der Stadtentwässerung. 31. Auflage, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien; 2009.
- James, G.A., Beaudette, L., Costerton, J.W. (1995).** Interspecies bacterial interactions in biofilms. *Journal of Industrial Microbiology*, 15, 257 – 262.
- Kargi, F., Karapinar, L. (1997).** Performance of fluidized bed bioreactor containing wire-mesh sponge particles in wastewater treatment. *Waste Manage*, 17, 65 – 77.
- Knowles, G.; Downing, A. L.; Barratt, M. J. (1965).** Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture.; *Journ. Gen. Microbiol.* 38 (1965), S. 263.
- LeChavallier, M.W., Cawthon, C.D., Lee, R.G. (1988).** Inactivation of biofilm bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54, 2492 – 2499.
- Lee, H.S., Park, S.J., Yoon, T.I. (2002).** Wastewater treatment in a hybrid biological reactor using powdered minerals: effects of organic loading rates on COD removal and nitrification. *Process Biochem*, 38, 81 – 88.
- Lemmer/Griebe/Flemming (1996).** Ökologie der Abwasserorganismen. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1996; ISBN 3-540-60402-2.
- Lens, P.N., Vochten, P.N., Spelers, L., Verstraete, W.H. (1994).** Direct treatment of domestic wastewater by percolation over peat, bark and woodchips. *Water Res.*, 28, 17 – 26.
- Levstek, M. and Plazl, I. (2009).** Influence of carrier type on nitrification in the moving-bed biofilm process. *Water Science & Technology*, 59(5), 875-882.
- Lewandowski, Z. (2000).** Structure and function of biofilms. In: Evans, L.V., editor. *Biofilms: recent advances in their study and control*. Amsterdam: Harwood Academic Publishers, p. 1 – 17.

- Lisle, J.T., Rose, J.B. (1995).** Gene exchange in drinking water and biofilms by natural transformation. *Water Science and Technology*, 31, 5 - 6, 411 – 446.
- Loupasaki, E., Diamadopoulos, E. (2013).** Attached growth system for wastewater treatment in small and rural communities: a review. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 88, 190 – 204.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L., Randall, R.J. (1951).** Protein measurement with the Folin-phenol reagent. *The Journal of biological chemistry*, 193; 256 – 274.
- Lützner, K. (1990).** Abwasserbehandlung, 3. Lehrbrief: Biologische Abwasserreinigung. Technische Universität Dresden Sektion Wasserwesen; 3. Ausgabe, November 1990.
- Lützner, K. (1992).** Vorlesung Abwasserbehandlung 2; Studienmaterial zum Thema: Verfahren zur Nitrifikation / Denitrifikation. Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, Technische Universität Dresden; April 1992.
- Lützner, K. (1995).** Lehrmaterial zur Vorlesung "Grundlagen der Kanalisation und Abwasserbehandlung" Teil 2 "Abwasserbehandlung". Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft, Technische Universität Dresden; Dezember 1995.
- Märkl, H. (1998):** Untersuchungen zum Aufwuchsverhalten auf zwei unterschiedlichen Füllkörpern aus Kunststoff. Untersuchungsbericht. TU Hamburg Harburg vom 22.10.1998.
- Martienssen, M. (2001):** Leistungen immobilisierter Mikroorganismen bei der Eliminierung von Umweltschadstoffen. Habilitationsschrift, Martin-Luther-Universität Halle – Wittenberg.
- MBUT (1997).** Martin Bergmann Umwelttechnik; Produktordner Bergmann clean; 1997.
- MBUT (1999).** Martin Bergmann Umwelttechnik; Montagerichtlinien für Kläranlagen. 22.09.1999.
- McLaughlin-Borlace, L., Stapelton, F., Matheson, M., Dart, JKG. (1998).** Bacterial biofilm on contact lenses and lens storage cases in wearers with microbial keratins. *J. Appl. Microbiol.*, 84, 827 – 838.
- Murga, R., Forster, TS., Brown, E., Pruckler, JM., Fields, BS. Donlan, RM. (2001).** The role of biofilms in the survival of *Legionella pneumophila* in a model potable water system. *Microbiology*, 147, 3121 – 3126.
- Mosey, F.E. (1996).** Biofilms on Kaldnes carrier particles. Proc. from seminar organised by Anglian Water, Cambridgeshire, UK 27-29 November 1996.
- Najafpour, G., Yieng, H.A., Younesi, H., Zinatizadeh, A. (2005).** Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochem.*, 40, 2879 – 2884.
- Neiss, U. (2002).** Verfahrenstechnik der Wasser / Abwasserbehandlung, TU Hamburg – Harburg, Vorlesung , 8.5.

- Nicolella, C., van Loosdrecht, MCM., Heijnen, JJ. (2000a).** Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *J Biotechnol.*, 80, 1-33.
- Nicolella, C., van Loosdrecht, MCM., Heijnen, JJ. (2000b).** Particle-based biofilm reactor technology. *Trends Biotechnol.*, 19, 312-320.
- Noack, M. (2010).** Untersuchungen zum Einfluss verschiedener Randparameter auf die Bildung von Überschussschlamm bei der Reinigung von Abwasser mit dem Wirbelschicht-Schwebebett-Verfahren. BTU -Cottbus, LS - Biotechnologie der Wasseraufbereitung Prof. Dr. rer. nat. habil. Marion Martienssen, Bachelorarbeit; 20.10.2010.
- Obst, U., Holzapfel-Pschorn, A., Weßler, A. Wiegand-Rosinus, M. (1995).** Enzymatische Tests für die Wasseranalytik. Oldenbourg Verlag, München. 2. überarbeitete Auflage zu Nr. 36.
- Ødegaard, H. (1991).** KALDNES MILØTEKNOLOGI (Tønsberg (NO)): Method and reactor for purification of water; Patent Cooperation Treaty (PCT), WO 91/11396; 08.08.1991.
- Ødegaard, H. (1996):** Methode und Reaktor zur Reinigung von Wasser. Berichtigte Übersetzung der europäischen Patentschrift EP 0 575 314 B1 – DE 691 04 629 T 4. Veröffentlichungstag im Patentblatt 15.05.1996.
- Ødegaard, H. (2006).** Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process. *Water Science & Technology*, 53(9), 17-33.
- Ødegaard, H., Gisvold, B., Strickland, J. (2000).** The influence of carrier size and shape in the moving bed biofilm process. *Water Science & Technology*, 41(4-5), 383-392.
- Ødegaard, H., Rusten, B., Westrum, T. (1994).** A new moving bed biofilm reactor – Application and results. *Water Science & Technology*, 29(10-11), 157-165.
- Ott, P. (1997).** Reaktor zur biologischen Verringerung der Konzentration von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen in Wasser. Patentschrift DE 195 23 707 C 2, Veröffentlichungstag der Patenterteilung 07.07.1997.
- Pal, L. Kraigher, B., Brajer-Humar, B., Levstek, M., Mandic-Mulec, I. (2012).** Total bacterial and ammonia-oxidizer community structure in moving bed biofilm reactors treating municipal wastewater and inorganic synthetic wastewater. *Bioresource Technology*, 110, 135 – 143.
- Palenik, B. (1989).** Biofilms: Properties and processes (Group report). In Characklis, W.G. and Wilderer, P.A.: Structure and function of biofilms; John Wiley, New York, 351-366.
- Pape, S.; Schulz gen. Menningmann, J. (1995).** Biologische Abwasserbehandlung mit vollständig getauchten und belüfteten Festbetten. *WWT Heft 5*, S. 32 – 41.
- Pascik, I., Küskinen, S. (2008).** Nitrifikation von kommunalen Abwässern mit an adsorbierenden Trägern fixiertem belebtem Schlamm in Wirbelbettreaktoren. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 55(11), 1212-1219.

- Pedersen, B. (2004).** Trägermedium zur Aufnahme eines Biofilms zur Reinigung von Abwasser und Verfahren zur Herstellung dieses Trägermediums. Übersetzung der europäischen Patentschrift DE 695 31 163 T2, Veröffentlichungstag im Patentblatt 19.05.2004.
- Percifal, S.L., Walker, J.T., Hunter, P.R. (2000).** Microbiological aspects of biofilms and drinking water; CRC Press Boca Raton, London, 229 S.
- Perez, M., Romero, L.I., Sales, D. (2001).** Organic matter degradation kinetics in an anaerobic thermophilic fluidised bed reactor. *Anaerobe*, 7, 25 – 35.
- Prigent-Combaret, C., Vidal, O., Dorel, C., Lejeune, P. (1999).** Abiotic surface sensing and biofilm-dependent regulation of gene expression in *Escherichia coli*. *J. Bacteriol.*, 181, 5993 – 6002.
- Principi, P., Villa, F., Bernasconi, M. Zanardini, E. (2006).** Metal toxicity in municipal wastewater activated sludge investigated by multivariate analyses and in situ hybridization. *Water Research*, 40(1), 99-106.
- Pringle, JH., Fletcher, M. (1983).** Influence of substratum wettability on attachment of freshwater bacteria to solid surfaces. *Appl. Environ Microbiol.*, 45, 811 – 817.
- Qiao, S., Matsumoto, N., Shinohara, T., Nishiyama, T., Fujii, T., Bhatti, Z., Furukawa, K. (2010).** High-rate partial nitrification performance of high ammonium containing wastewater under low temperatures. *Bioresource Technology*, 101, 111 – 117.
- Regmi, P., Thomas, W., Schafran, G., Bott, C., Rutherford, B., Waltrip, D. (2011).** Nitrogen removal assessment through nitrification rates and media biofilm accumulation in an IFAS process demonstration study. *Water Res.*, 45, 6699 – 6708.
- Remde, A., Tippmann, P. (1998).** Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente. R. Oldenbourg Verlag, München.
- Rijnaarts, HH., Norde, W., Bouwer, EJ., Lyklema, J., Zehnder (1993).** Bacterial adhesion under static and dynamic conditions. *Appl. Environ Microbiol.*, 59, 3255 – 3265.
- Rittmann, B. E., Huck, P. M. (1989).** Biological treatment of public water supplies. *Crit. Rev. Environ. Contr.*, 19, 119 – 184.
- Rincke, G. (1967).** Neuere Gesichtspunkte zur Abwasserreinigung mit Tropfkörpern. *GWF* 107, H. 24, S. 667 – 673.
- Roberts, LJ., Pratten, J., Wilson, M., Mullany, P. (1999).** Transfer of a conjugative transposon, Tu5397 in a modal oral biofilm. *FEMS Microbiol. Lett.*, 177, 636
- Röske, I., Uhlmann, D. (2005).** Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung, Verlag Eugen Ulmer KG; Stuttgart
- Röske, I., Wobus, A. (1994).** Biologische Festbettreaktoren zur weitergehenden Abwasserreinigung – Vergleich zwischen kontinuierlichem und Sequencing Batch Betrieb. *Wasserwirtschaft*, 84, 22 - 28

- Roßmann, T., Platzer, B., Schulz, R., Bergmann, M., Bulle, H., Triller, W. (2004).** Ermittlung günstiger Betriebsbedingungen schrägfördernder HDIB-Rührer für Denitrifikationsbecken. *Chemie Ingenieur Technik* 76 No. 10, S. 1587 – 1594.
- Rusten, B., Hem, L., Ødegaard, H. (1995).** Nitrogen removal from dilute wastewater in cold climate using moving bed Biofilm reactors. *Water Environ. Res.*, 67(1), 65-74.
- Rusten, B., Hem, L., Ødegaard, H. (1995a).** Nitrification of municipal wastewater in moving-bed biofilm reactors. *Water Environ. Res.*, 67(1), 75-86.
- Rusten, B., Wien, A., Skjefstad, J. (1996).** Spent aircraft deicing fluid as external carbon source for denitrification of municipal wastewater: From waste problem to beneficial use. In: *Purdue Industrial Waste Conference Proceedings*. Vol. 51. Ann Arbor Press Inc., Chelsea, Michigan.
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., Lygren, E. (2006).** Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, 34, 322-331.
- RVT (2010).** Trägerkörper für die Abwasserbehandlung. Firmeninformationsbroschüre
- Schade, H. (2003).** Aufwuchskörper. Deutsches Patent- und Markenamt Offenlegungsschrift DE 101 40 665 A1. Offenlegungstag 06.03.2003.
- Schmid-Schmieder, V. (2002).** Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren. *wwt awt* 5/2002, 33-38.
- Schnabel, R., Jank, M., Anton, W. (1999).** Aufwuchskörper zur Immobilisierung von Mikroorganismen. Deutsches Patent- und Markenamt Offenlegungsschrift DE 198 13 022 A1. Offenlegungstag 30.09.1999.
- Schön, G. (1996).** Polyphosphatspeichernde Bakterien und weitergehende biologische Phosphorentfernung in Kläranlagen. Aus: *Ökologie der Abwasserorganismen*; Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Schulz gen. Menningmann, J (1996).** Persönliche Mitteilung 1996 an Schlegel, S.
- Seibel, F. (1999).** Einfluss refraktärer organischer Substanzen auf den bakteriellen Abbau polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe. Dissertation. Universität Karlsruhe.
- Shieh, K., Keenan, J. D. (1986).** Fluidized Bed Biofilm Reactor for Wastewater Treatment. In: *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, 33, 131 – 169.
- Siegrist, H. R. (1985).** Stofftransportvorgänge in festsitzender Biomasse. Dissertation an der ETH Zürich Nr. 7726.
- Spieck, E., Jozsa, P.-G., Alawi, M., Brill, F., Quantz, G., Beth, S., Wolbeck, R., Watermann, B. (2007).** Entwicklung neuartiger Träger für die Wasseraufbereitung und Kreislaufführung in Marikultur-Produktionsanlagen der Fischzucht. Bericht DBU-Projektphase I AZ: 23821; März 2007.
- Staudt, C., Horn, H. Hempel, D.C., Neu, T. R. (2004).** Volumetric measurements of bacteria and EPS-glycoconjugates in biofilms. *Biotechnol. Bioeng.* 88 (5), 585-592.



- Stecker, A. (1995).** Vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher Methoden für die Bestimmung des Biomassegehaltes von porösen Trägermaterialien. Diplomarbeit Universität Halle, Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technische Fakultät.
- Steinbrenner, C. (2011).** Biochemische und molekularbiologische Charakterisierung von Biofilmen des WSB® - Verfahrens im Vergleich zu Belebtschlammverfahren unter besonderer Berücksichtigung der Nitrifikation. TU Dresden, Fakultät Mathematik und Naturwissenschaften; Dissertation.
- Straub, A. (2007).** Praxisvergleich von biologischen Kleinkläranlagen – derzeitiger Stand in Deutschland; DWA 2007; Dresden.
- Sudarno, U., Winter, J., Gallert, C. (2010).** Effect of varying salinity, temperature, ammonia and nitrous acid concentrations on nitrification of saline wastewater in fixed-bed reactors. *Bioresource Technology*, 102, 5665 – 5673.
- Sutherland, I. W. (1984).** Microbial exopolysaccharides – their role in microbial adhesion in aqueous systems. *CRC Crit. Rev. Microbiol.*, 10, 173 – 201.
- Sutherland, I.W. (2001).** Biofilm exopolysaccharides, a strong and sticky framework. *Microbiology*, 147, 3 – 9.
- Swift, S., Throup, J. P., Williams, P., Salmond, G.P.C., Stewart, G.S.A.B. (1996).** Quorum sensing: a population – density component in the determination of bacterial phenotype. *Trends Biochem. Sci.*, 21, 214 – 219.
- Tijhuis, L., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1992).** Nitrification with biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Wat. Sci Tech*, 26, 2207 – 2211.
- Tolker-Nielsen, T., Molin, S. (2000).** Spatial organization of microbial biofilm communities. *Microb. Ecol.*, 40, 75 – 84.
- Triller, W., Bergmann sen., M., Bergmann jun., M (2012).** Verfahren zur biologischen Reinigung von Abwässern; Patentschrift DE10127554B4, Deutsches Patent- und Markenamt; 23.02.2012.
- Trulear, M. G. (1983).** Cellular reproduction and extracellular polymer formation in the development of biofilms; Ph.D. Thesis, Montana State University, Bozeman May 1983.
- Tschui, M.; Boller, M., Gujier, W.; Eugster, J.; Mäder, C. (1994).** Tertiary nitrification in aerated pilot biofilter. *Wat. Sci.Tech.*, Vol. 29, No. 10/11, 53-60.
- Turakhia, M. H. (1986).** The influence of calcium on biofilm process. Ph.D. Thesis, Montana State University, Bozeman March 1986.
- Tziotzios, G. Teliou, M., Kaltsouni, V., Lyberatos, G., Vayenas, D.V. (2005).** Biological phenol removal using suspended growth and packed bed reactors. *Biochem. Eng. J.*, 26, 65 – 71.
- Uhlmann, D (1988).** Hydrobiologie - Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler; 3. Auflage; VEB G. Fischer Verlag Jena.

- Van den Akker, B., Holmes, M., Pearce, P., Cromar, N. J., Fallowfield, H. J. (2011).** Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment, *Water Res.*, 45, 3489 – 3498.
- Vartak, D.R., Engler, C.R., McFarland, M.J., Ricke, S.C. (1997).** Attached-film media performance in psychrophilic anaerobic treatment of dairy cattle wastewater. *Bioresource Technol.*, 62, 79 – 84.
- Wang, J., Shi, H., Qian, Y. (2000).** Wastewater treatment in a hybrid biological reactor (HBR): effect of organic loading rates. *Process Biochem.*, 36, 297 – 303.
- Weigelt, C. (2008).** Untersuchung der Vermischung beim wsb<sup>®</sup>-Verfahren. Technische Universität Chemnitz, Studiengang Verfahrenstechnik, Studienrichtung Bioverfahrenstechnik, Prof. Dr.-Ing. B. Platzner, Diplomarbeit; 03.11.2008.
- Whitehead, K.A., Colligon, J., Verran, J. (2005):** Retention of microbial cells in substratum surface features of micrometer and sub-micrometer dimensions. *Colloids. Surf. B.*, 41, 129 – 138.
- Wilderer, P. A., Characklis, W. G. (1989):** Structure and Function of Biofilms. In: Characklis, W. G., Wilderer, P. A. (Eds): Structure and Function of Biofilms. John Wiley and Sons Ltd., 1989, 5 – 17.
- Wilderer, P. A.; Fruhen, M.; Bock, E.; Freitag, A.; Characklis, W. G. (1990).** Entwicklung und Eigenschaften von Biofilmen auf nicht-porösen gasdurchlässigen Kunststoffmembranen. BMFT Abschlussbericht Förderungskennzeichen 02-WA 8650/1.
- Wilderer, P. A. (2003).** Biofilme in der Abwasserbehandlung. Schriftenreihe WAR 153, 70. Darmstädter Seminar - Abwassertechnik -: Biofiltration Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland?; Darmstadt 2003; ISBN: 3-932518-49-7.
- Wolf, P. (1989).** Bemessung von Festbettreaktoren zur Stickstoffoxidation.; Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen TU München; Heft 91, S. 89.
- www.anoxkaldnes.com (2010).** Website AnoxKaldnes.
- www.nsw.com (2010).** Website NSW.
- www.pfleiderer-water.com (2010).** Website Pfleiderer Water Systems.
- Yang, Q., Peng, Y. Z., Liu, X. H., Zeng, W., Mino, T., Satoh, H. (2007).** Nitrogen removal via nitrite from municipal wastewater at low temperatures using real-time control to optimize nitrifying communities, *Environ. Sci. Technol.*, 41, 8159 – 8164.
- Yu, X., Qi, Z. H., Zhang, X. J., Yu, P., Liu, B., Zhang, L. M., Fu, L. (2007).** Nitrogen loss and oxygen paradox in full-scale biofiltration for drinking water treatment, *Water Res.*, 41, 1455 – 1466.

- 
- Zhang, S. F., Wang, Y. Y., He, W. T., Wu, M., Xing, M. Y., Yang, J., Gao, N. Y. (2014).** Impacts of temperature nitrifying community on nitrification kinetics in a moving-bed biofilm reactor treating polluted raw water, *Chemical Engineering Journal*, 236, 242 – 250.
- Zhang, S. F., Wang, Y. Y., He, W. T., Wu, M., Xing, M. Y., Yang, J., Gao, N. Y., Yin, D. Q. (2013).** Responses of biofilm characteristics to variations in temperature and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  loading in a moving-bed biofilm reactor treating polluted raw water, *Bioresource Technol.*, 131, 365 – 373.
- Zheng, D., Taylor, G.A., Gyananath, G. (1994).** Influence of laminar flow velocity and nutrient concentration on attachment of marine bacterioplankton. *Biofouling*, 8, 107 – 120.
- Zhifei, H., Graham, A.G. (2006).** Impact of filter media on the performance of full-scale recirculating biofilters for treating multi-residential wastewater. *Water Res.*, 40, 1474 – 1480.

---

**Abbildungsverzeichnis**

Abb. 1.1	Biofilm an einem Aufwuchskörper (REM: TUD, IfM; C. Steinbrenner, E. Bäucker).....	3
Abb. 1.2	Aufeinanderfolgende Phasen bei der Besiedlung einer Oberfläche durch Bakterien (Flemming, Geesey 1991).....	5
Abb. 1.3	Schematische Darstellung des Aufbaus von Biofilmen (Characklis, Marshall 1990).....	7
Abb. 1.4	Einteilung der Biofilmverfahren (ATV-DVWK-AG IG-5.6 2004).....	9
Abb. 1.5	Zulassungen von Kleinkläranlagen mit Biofilmverfahren (DIBt 2013).....	10
Abb. 1.6	Prinzipieller Aufbau einer Kleinkläranlage mit getauchtem Festbett (MBUT 1997).....	12
Abb. 1.7	Reinigung einer Festbettanlage.....	12
Abb. 1.8	Wirbelbett einer WSB® - Kleinkläranlage.....	14
Abb. 1.9	Schwebebett einer WSB® - Kleinkläranlage.....	14
Abb. 1.10	Prinzipieller Aufbau einer WSB® - Kleinkläranlage (BCAT 2007).....	15
Abb. 1.11	Übersicht Firmeneinteilung – Kunststoff - Aufwuchskörpermaterialien.....	17
Abb. 1.12	Einfluss von BSB <sub>7</sub> -, Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration auf die Nitrifikationsrate beim MBBR – Verfahren (Hem et al, 1994 und Rusten et al., 1995a).....	33
Abb. 1.13	Einfluss von BSB <sub>5</sub> -, Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration auf die Nitrifikationsrate beim MBBR – Verfahren (Rusten et al, 2006).....	33
Abb. 1.14	Anaerobe Phosphatrücklösung und aerobe Phosphataufnahme durch Belebtschlamm aus einer Kläranlage mit weitergehender biologischer Phosphorentfernung (Schön 1996).....	36
Abb. 3.1	Versuchsanordnungen der Strömungsversuche an der TU Chemnitz.....	51
Abb. 3.2	Anordnung der Belüfter im Versuchsreaktor.....	52
Abb. 3.3	Einbau einer Kunststoffwand in C-15-11-R; Grafik: Weigelt.....	52
Abb. 3.4	Einbau eines Quaders in C-15-11-R; Grafik: Weigelt.....	52
Abb. 3.5	Aufwuchskörpertypen der Strömungsversuche, Foto: Weigelt.....	53
Abb. 3.6	Schematische Darstellung des erforderlichen Luftvolumenstromes bis zur höchstmöglichen Durchmischung der Aufwuchskörper.....	55
Abb. 3.7	Schema: freie Weglänge.....	57
Abb. 3.8	Äquivalenter Kugeldurchmesser $d_{K,äqu}$ eines Aufwuchskörpers.....	58
Abb. 3.9	Einfluss einer Trennwand auf das Durchmischungsverhalten von K1 im Reaktor C-15-11, Abb. Weigelt.....	60

Abb. 3.10	Einfluss von Einbauten am Beckenboden auf das Durchmischungsverhalten von K1 im Reaktor C-15-11, Abb. Weigelt (2008).....	61
Abb. 3.11	Strömungsumlenker C-15-11, Abb. Weigelt (2008).....	61
Abb. 3.12	Versuchsreaktoren im Thermostatschrank.....	63
Abb. 3.13	Einfluss der Temperatur und des Füllgrades bei konstanter Oberflächenbelastung von 0,5 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d), auf die NH <sub>4</sub> -N – Oxidationsleistung (Versuchsreihenmittelwerte).....	67
Abb. 3.14	Einfluss der Oberflächenbelastung und des Füllgrades bei konstanter Temperatur von 20 °C auf den NH <sub>4</sub> -N – Umsatz (Versuchsreihenmittelwerte).....	69
Abb. 3.15	Einfahrversuche KA Kaditz.....	71
Abb. 3.16	Einfahrversuche KA Rochlitz.....	71
Abb. 3.17	Entwicklung der Kohlenstoffelimination verschiedener Aufwuchskörper bei unterschiedlichen organischen Belastungen nach 1 – 2 und 6 – 7 Wochen...	75
Abb. 3.18	Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, K2, BW, BWCa bei Flächenbelastungen von 1 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d) / 0,3-0,4 g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d) und Abwassertemperaturen von 16 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Kaditz, Versuchsreihe K-1).....	76
Abb. 3.19	Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, K2, BW, BWCa bei Flächenbelastungen von 2 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d) / 0,8 g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d) und Abwassertemperaturen von 20 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Kaditz, Versuchsreihe K-2).....	77
Abb. 3.20	Entwicklung der Stickstoffumsätze der Aufwuchskörpertypen K1, APKweiß, APKgrün, ABC4 bei Flächenbelastungen von 3 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d) / 0,8-0,9 g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d) und Abwassertemperaturen von 17 °C nach 1 - 2 und 6 - 7 Wochen (Versuche KA Rochlitz, Versuchsreihe RL-3).....	77
Abb. 3.21	Versuchsanlage im technischen Maßstab (KA Lunzenau).....	80
Abb. 3.22	Schematische Darstellung der Versuchsanlage im technischen Maßstab.....	80
Abb. 3.23	Entwicklung Kohlenstoffelimination von K1 bei unterschiedlicher organischer Belastung und Temperatur.....	82
Abb. 3.24	Entwicklung Stickstoffumsätze von K1 bei unterschiedlicher organischer Belastung und Temperatur.....	83
Abb. 3.25	Stickstoffelimination von WSB® - Kleinkläranlagen bei unterschiedlicher Temperatur.....	86
Abb. 3.26	Einfluss der Temperatur und des Füllgrades bei konstanter Oberflächenbelastung von 0,5 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d) auf die auf die Biomassekonzentration.....	88

Abb. 3.27	Einfluss der Oberflächenbelastung und des Füllgrades bei konstanter Abwassertemperatur von 20 °C auf die Biomassekonzentration.....	89
Abb. 3.28	Entwicklung der sessilen Biomassekonzentration auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase.....	92
Abb. 3.29	Entwicklung der Zelldichte auf verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase.....	93
Abb. 3.30	Biomassekonzentrationen im Bioreaktor bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen.....	95
Abb. 3.31	Zelldichte am Aufwuchskörper bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen.....	95
Abb. 3.32	Biomassekonzentrationen im Bioreaktor von WSB® - Kleinkläranlagen bei unterschiedlichen Temperaturen und Oberflächenbelastungen.....	96
Abb. 3.33	Schlammbelastung $B_{TS}$ eingefahrener WSB® - Versuchsanlagen in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung $B_{A,BSB_5}$ .....	97
Abb. 3.34	Schlammbelastung $B_{TS}$ von WSB® - Versuchsanlagen während der Einfahrphase in Abhängigkeit von der Oberflächenbelastung $B_{A,BSB_5}$ .....	97
Abb. 3.35	Spezifischer Überschussschlammanfall $TS_{ÜS}$ von K1 bei verschiedenen Füllgraden, Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen.....	100
Abb. 3.36	Spezifischer Überschussschlammanfall $TS_{ÜS}$ von WSB® Kleinkläranlagen bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen < 0,5 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d).....	101
Abb. 3.37	Spezifischer Überschussschlammanfall $TS_{ÜS}$ der Versuchsanlage KA Lunzenau bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen.....	102
Abb. 3.38	Rechnerisches Biofilmalter $t_s$ von K1 bei verschiedenen Füllgraden, Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen.....	104
Abb. 3.39	Rechnerisches Biofilmalter $t_s$ von WSB® Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3) und der Versuchsanlage Lunzenau (L) bei verschiedenen Abwassertemperaturen und Oberflächenbelastungen.....	105
Abb. 3.40	Schichtdicken des Biofilms am K1 – Aufwuchskörper bei einer Abwassertemperatur von 20 °C und einer Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermaterials von 3 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d); Foto: Noack.....	107
Abb. 3.41	Mikroorganismen (Ciliaten und Bakterien) des Biofilms am K1 – Aufwuchskörper bei einer Abwassertemperatur von 20 °C und einer Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermaterials von 3 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d); Foto: Noack.....	108

Abb. 3.42	Sauerstoffprofile im Biofilm einer 4 EW – Anlage gemessen an drei verschiedenen Stellen des Aufwuchskörpers K1 (Oberflächenbelastung des Aufwuchskörpermateri- als ca. 0,3 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)).....	110
Abb. 3.43	Spezifische Esteraseaktivität eingefahrener Anlagen (Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3; Versuche Kläranlage Lunzenau L) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung.....	111
Abb. 3.44	Spezifische Esteraseaktivität von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung.....	112
Abb. 3.45	Spezifische Nitritbildungsrate eingefahrener Anlagen (Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3; Versuche Kläranlage Lunzenau L) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung.....	114
Abb. 3.46	Spezifische Nitritbildungsrate von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung.....	116
Abb. 3.47	Spezifische Denitrifikationskapazität und spezifische simultane Denitrifikationsleistung von Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L).....	119
Abb. 3.48	Spezifische Denitrifikationskapazität und spezifische simultane Denitrifikationsleistung von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche Kläranlage Kaditz K-1, K-2; Kläranlage Rochlitz RL-3).....	121
Abb. 3.49	Spezifisches Denitrifikationspotenzial eingefahrener Anlagen (WSB® Kleinkläranlagen Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3, Versuchsanlage KA Lunzenau L) und von Anlagen mit verschiedenen Aufwuchskörpern während der Einfahrphase (Versuche KA Rochlitz RL) in Abhängigkeit von Abwassertemperatur und Oberflächenbelastung.....	122
Abb. 3.50	Spezifische Phosphatelimination eingefahrener Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3) und der Versuchsanlage Lunzenau (L).....	124
Abb. 3.51	Spezifische Phosphatelimination verschiedener Aufwuchskörper der Versuchsanlagen Kaditz (K-1, K-2) und Rochlitz (RL) während der Einfahrphase.....	125

---

Abb. 3.52	Berechnete spezifische Sauerstoffverbräuche für den Kohlenstoffabbau $OV_C$ und die Nitrifikation $OV_N$ von WSB® - Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L) und ausgewählter Versuchsreihen der Laboranlage in Cottbus (CB).....	127
Abb. 3.53	Rechnerischer spezifischer stündlicher Sauerstoffverbrauch $OV_{C+N,max}$ und erforderliche spezifische stündliche Sauerstoffzufuhr $O_{B,max}$ in Abhängigkeit vom Biofilmalter und dem $NH_4-N : BSB_5$ – Verhältnis.....	131
Abb. 3.54	Einfluss des Antibiotikums Amoxicillin auf die sessile Biomassekonzentration und die Überschussschlammkonzentration im Reaktor (Versuchsreihenmittelwerte).....	133
Abb. 3.55	Biomasseentwicklung in Abhängigkeit von der Amoxicillinzugabedauer.....	134
Abb. 3.56	Entwicklung der TOC – Konzentration in Abhängigkeit von der Amoxicillin – Konzentration über den Versuchszeitraum.....	135
Abb. 3.57	Entwicklung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von der Amoxicillin – Konzentration über den Versuchszeitraum.....	136
Abb. 3.58	Entwicklung der sessilen Biomasse- und der Überschussschlammkonzentration in Abhängigkeit von der Desinfektionsmittel ( $NaClO$ ) – Konzentration im Zulauf.....	138
Abb. 3.59	Entwicklung der TOC – Konzentration in Abhängigkeit von der $NaClO$ – Konzentration über den Versuchszeitraum.....	138
Abb. 3.60	Entwicklung der Ammonium- und Nitratkonzentrationen in Abhängigkeit von der $NaClO$ – Konzentration über den Versuchszeitraum.....	139
Abb. 4.1	Rechnerisches Biofilmalter $t_s$ und rechnerische Wachstumsrate $\mu$ in Abhängigkeit von Temperatur und Oberflächenbelastung.....	148



## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1	Entwickler von Verfahrenstechniken mit eigener Aufwuchskörperproduktion.....	18
Tabelle 1.2	Hersteller von Kleinkläranlagen mit frei beweglichen Aufwuchskörpern mit DIBt – Zulassung in Deutschland (DIBt 2013).....	21
Tabelle 1.3	Eigenschaften von Tubular- und Mischreaktoren (Lützner 1990).....	24
Tabelle 1.4	Merkmale von hoch-, mittel- und unterlastigen Belebungsanlagen.....	28
Tabelle 1.5	Schlammalter $t_s$ in Abhängigkeit von Temperatur und Reinigungsziel für Belebungsanlagen nach ATV-DVWK A 131 (2000) für Anlagen bis 1.200 kg BSB <sub>5</sub> /d im Zulauf.....	31
Tabelle 1.6	Bedingungen für die mikrobielle Nitrifikation und Denitrifikation.....	32
Tabelle 2.1	Bestimmungsmethoden der chemischen Parameter.....	39
Tabelle 2.2	Bestimmungsmethoden chemischer Parameter für Praxisversuche...	41
Tabelle 2.3	Mindestaufwuchskörperzahl je Liter Aufwuchskörper für verschiedene Aufwuchskörpertypen und –materialien.....	46
Tabelle 2.4	Prozentuale Verdrängungsvolumina verschiedener Aufwuchskörper von einem Liter Aufwuchskörper in einem Liter Wasser (experimentell ermittelt).....	48
Tabelle 3.1	Vergleich der Proteinbestimmungsmethoden der BTU Cottbus und TU Dresden.....	50
Tabelle 3.2	Erforderlicher Luftvolumenstrom und erreichter Durchmischungsgrad der Aufwuchskörper im Reaktor.....	54
Tabelle 3.3	Bewertung der Eignung der Aufwuchskörper je Reaktortyp und Lüfteranordnung.....	56
Tabelle 3.4	Günstigste Füllgrade unter Berücksichtigung der freien Weglänge, Behälter- und Aufwuchskörpergeometrie.....	59
Tabelle 3.5	Laborversuchsreihen unter definierten Temperaturen und BSB <sub>5</sub> – Oberflächenbelastungen.....	64
Tabelle 3.6	Reaktordaten.....	65
Tabelle 3.7	Einfahrversuche mit verschiedenen Aufwuchskörpern: Zulaufmengen und Aufenthaltszeiten.....	71
Tabelle 3.8	Einfahrversuche – verwendete Aufwuchskörpermaterialien.....	72
Tabelle 3.9	Abwassercharakteristik zur Nitrifikationsleistung bei Abwassertemperaturen von 6 °C (Kühlzelle).....	79
Tabelle 3.10	Versuchsanlage Lunzenau – Anlagendaten und Kenndaten.....	80
Tabelle 3.11	WSB® - Kleinkläranlagen – Anlagenkenndaten.....	84

Tabelle 3.12	Mittlere Überschussschlammkonzentrationen und spezifische Schlammproduktionen bei verschiedenen Reaktorfüllgraden.....	99
Tabelle 3.13	Rechnerisches mittleres Biofilmalter und Wachstumsrate von WSB® - Anlagen.....	103
Tabelle 3.14	Mittlere Anlagendaten der 4 EW Anlage.....	109
Tabelle 3.15	Einflussgrößen auf die spezifische Nitritbildungsrate der Versuchsanlage KA Lunzenau.....	115
Tabelle 3.16	BSB <sub>5</sub> – Oberflächenbelastung und Denitrifikationspotenzial der Kleinkläranlagen, Versuchsanlage Lunzenau und der Versuchsanlage Rochlitz.....	122
Tabelle 3.17	Berechnete mittlere spezifische Sauerstoffverbrauchswerte für die Nitrifikation mit ( $OV_{N(D)}$ ) und ohne ( $OV_N$ ) Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung der WSB® - Anlagen.....	128
Tabelle 3.18	Berechnete mittlere spezifische Gesamtsauerstoffverbrauchswerte für Kohlenstoffabbau $OV_C$ und Nitrifikation mit ( $OV_{N(D)}$ ) und ohne ( $OV_N$ ) Berücksichtigung der Denitrifikationsleistung der WSB® - Anlagen.....	129
Tabelle 3.19	Rechnerische Ermittlung der maximalen stündlichen spezifischen Sauerstoffzufuhr $O_{B,max}$ [ $kg\ O_2/(h \cdot kg\ BSB_5)$ ] der Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3), der Versuchsanlage Lunzenau (L) und ausgewählter Versuchsreihen der Laboranlage in Cottbus (CB).....	130
Tabelle 3.20	Versuchsbedingungen des Antibiotikumversuchs.....	132
Tabelle 3.21	Versuchsbedingungen des Versuchs zur Auswirkung von Desinfektionsmittel auf den Biofilm.....	137
Tabelle 4.1	Flächenumsatzraten und Oxidationsleistung von Ammonium der Aufwuchskörper K1 und K2 in Abhängigkeit von der Temperatur und der Oberflächenbelastung.....	142
Tabelle 4.2	Mittlere Biomassekonzentrationen und Zelldichte in WSB® - Kleinkläranlagen.....	145
Tabelle 4.3	Spezifischer Überschussschlammanfall beim WSB® - Verfahren für kommunales Abwasser.....	146

---

**Anhang**

Anhang 1	Verwendete Geräte und Chemikalien.....	A-1
Anhang 2	Messwerte Biomasse auf den Aufwuchskörpern mittels verschiedener Biomasseablösemethoden (Ablösung mit NaOH und Ablösen durch Schütteln mit NaCl).....	A-4
Anhang 3	Ermittlung der Aufwuchskörpereigenschaften und Verdrängungsversuch..	A-11
Anhang 4	Spezifikationen der Aufwuchskörper (Herstellerangaben) der Versuche zum Reaktordesign (Versuchsreihen C).....	A-14
Anhang 5	Laborbuch der Laborversuche (Versuchsreihen CB).....	A-15
Anhang 6	Oberflächenstrukturen ausgewählter Aufwuchskörper.....	A-67
Anhang 7	Abwassercharakteristik der Anlagen im halbtechnischem Maßstab auf den Kläranlagen Kaditz (Versuchsreihen K) und Rochlitz (Versuchsreihe RL).....	A-69
Anhang 8	Abwassercharakteristik der Anlage im technischen Maßstab - Kläranlage Lunzenau (Versuchsreihen L).....	A-71
Anhang 9	Abwassercharakteristik der WSB® Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3).....	A-72

---

**Anhang 1:****Verwendete Geräte und Chemikalien****Verwendete Geräte**

- 50 mL - Erlenmeyerkolben
- Behälter der Firma „behr Labor-Technik GmbH“ (H = 350 mm, D = 250 mm)
- behrotest<sup>®</sup> (behr Labor-Technik GmbH)-Laborkläranlage (H = 500 mm, D = 143 mm)
- BSB<sub>5</sub> - Bestimmung mittels OxiTop<sup>®</sup> (WTW)
- CSB Küvettentests (Merk) im Messbereich von 25-1500 mg/L für den Zulauf und im Messbereich von 10-150 mg/L für die Reaktoren.
- digitale Spiegelreflexkamera Olympus E-510
- Druckreagenzglas
- Exsikkator
- Fluoreszenzmikroskop ECLIPSE LV100 (Nikon) mit Digitalkamera Digital sight DS-Fi 1 (Nikon)
- Gaschromatographen (GC-17A, Shimadzu)
- Glaskolben
- Hitachi U-2000 Spectrophotometer
- Kassetenschlauchpumpe Modell 7519-15 (Masterflex)
- Membranfilter Zelluloseacetat 0,45 µm, D = 42 mm (Sartorius)
- Membranpumpe MP500, behr Labor-Technik GmbH
- Membranverdichter (Fabrikat Gardner Denver, Typ LP200H)
- Membranverdichter (Fabrikat Gardner Denver, Typ LP80H)
- Membranverdichter (Fabrikat Gardner Denver, Typ YP-15A)
- Muffelofen (Nabertherm)
- O<sub>2</sub>-Mikrosensor (OX10) und der benötigten Apparatur und Software der Firma Unisense
- Peristaltikpumpe 12 Kanal Typ IPC-12 v 1.32 (Ismatec)
- Peristaltikpumpe 8 Kanal Typ IPC (Ismatec)
- Photometer Nanocolor<sup>®</sup> (Macherey & Nagel) für Nanocolor<sup>®</sup> - Küvettentests
- Photometer Spectroquant NoVA 60 (Merk) für CSB-Küvetten
- pH-Wert Einstabmesskette pH 340i (WTW)
- Pumpe EBARA
- REM (Firma Jeol (Japan) JSM-T 330A)
- Rotameter
- Rühren mittels Ultra-Turrax
- Rundfilter (Macherey-Nagel), 5,5 cm Durchmesser
- Sauerstoff Oximeter Ox 325 (WTW)

- 
- Schüttler (75x Edmund Bühler KL-2 bzw. Infors HT Minitron bei 120 upm)
  - Spektralphotometer Beckmann DU 640 (Beckmann)
  - Thermoreaktor TR300 (Merck)
  - TOC-Analysator DIMA-TOC 100 (Dimatec) mit GILSON Model 222 Sample changer
  - Trockenschrank
  - Versuchsreaktor (D = 100 mm, H = 500 mm)
  - Versuchsreaktoren (D = 400 mm, H = 1.500 mm) (4 Stück)
  - Versuchskläranlage (L x B x T = 2.600 mm x 1.700 mm x 1.500 mm)

### Verwendete Chemikalien

- 0,02 % N(-1 Naphtyl)-Ethylendiamindihydrochlorid (NED) als SA/NED-Lösung
- 0,14 M NaCl-Lösung
- 0,5 % ige Lösung von Kupfer(II)sulfat ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$ )
- 1 % Sulfanilamid in 1,5 N HCl (SA)
- 1 M NaOH
- 1 %-ige Natriumdodecylsulfat-Lösung
- 10 %-ige Ascorbinsäure
- 14 M NaCl
- 2 %-ige Lösung von Natriumcarbonat ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) in 0,1 N NaOH
- 5 %-ige Salicylsäure
- Antispumin WA
- Brenntapplus VP1
- BSA (Bovine-Serum-Albumin, Fa. Sigma)
- FDA-Reagenz: 20 mg FDA / 10 ml Aceton
- Fluoreszein-Standardlösung: 0,2 mM in A. dest., in Konzentrationen 1 – 16  $\mu\text{mol/L}$
- Kalibrierungslösung (492,61 mg/L Natriumnitrit in A. dest. (= 100  $\mu\text{g}$  Nitrit-N/mL) / in Konzentrationen 0,1-2  $\mu\text{g}$  Nitrit-N/mL)
- Kalium-Natrium-Tartrat
- Kalium-Natrium-Tartrat ( K-Na-Tartrat in 0,1 N NaOH)
- Lösung A: 0,143 M NaOH und 0,270 M  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  in A. dest.
- Lösung B: 0,057 M  $\text{CuSO}_4 \cdot 5 \text{H}_2\text{O}$  in A. dest.
- Lösung C: 0,124 M  $\text{Na}_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$  (di-Natriumtartrat-Dihydrat) in A. dest.
- Lösung D: Lösung A, B, C im Verhältnis 100:1:1 vor Gebrauch gemischt.
- Lösung E: Folin Ciocalteus Phenolreagenz (Fa. Merck) im Verhältnis 5:6 gemischt
- Lösung zum Abstoppen der  $\text{NH}_4^+$ -Oxidation (300 g/L KCl in A. dest.)
- Lösung zur Hemmung der Nitritoxidation (36,76 g / L  $\text{KClO}_3$ )

- 
- Molybdänschwefelsäurereagenz
  - Nährlösung für die  $\text{NH}_4^+$ -Oxidierer (0,04 g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$ ; 0,02 g  $\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ; 0,5 g  $\text{NaCl}_2$ ; 10 mL 1x PBS; 980 mL A. dest.)
  - NANOCOLOR® Ammonium 10; REF 985 004, NANOCOLOR® Ammonium 50; REF 985 005; NANOCOLOR® Ammonium 200; REF 985 006
  - NANOCOLOR® CSB 160; REF 985 022, NANOCOLOR® CSB 1500; REF 985 029
  - NANOCOLOR® gesamt-Stickstoff  $\text{TN}_b$  220; REF 985 088
  - NANOCOLOR® Nitrat 50; REF 985 064; NANOCOLOR® Nitrat 250; REF 985 066
  - NANOCOLOR® Nitrit 4; REF 985 069
  - NANOCOLOR® ortho- und gesamt Phosphat 15; Cat.-Nr. 985 080; NANOCOLOR® ortho- und gesamt Phosphat 45; Cat.-Nr. 985 055
  - Natriumphosphatpuffer: 0,06 M; pH 7,6; aus  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  und  $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$
  - Natronlauge (1N NaOH und 2 N NaOH)
  - $\text{NH}_4^+$ -Quelle (20 g/L  $\text{NH}_4\text{Cl}$ )
  - Nitritnachweisreagenz (1,67 g Naphthylamin, 133,33 mL A. dest., 33,33 mL konz. Essigsäure (Eisessig), 833,33 mL A. dest.)
  - Nitritnachweisreagenz (3,33 g Sulfanilsäure, 50 mL A. dest., 50 mL konzentrierte Essigsäure (Eisessig), 900 mL heißes A. dest.)
  - Substratlösung (200 mg / L Natriumacetat, 100 mg / L Kaliumnitrat in 0,14 M NaCl-Lösung)

**Anhang 2:****Messwerte Biomasse auf den Aufwuchskörpern mittels verschiedener Biomasseablösemethoden (Ablösung mit NaOH und Ablösen durch Schütteln mit NaCl)**

Ermittlung der Biofilmmasse auf den Aufwuchskörpern folgender Versuchsreihen:

- Einfahrversuche im halbtechnischem Maßstab (KA Kaditz (K), KA Rochlitz (RL), Kühlzelle (SE))
- Versuche im halbtechnischem Maßstab (KA Lunzenau (L))
- Untersuchungen an Kleinkläranlagen (KKA Fischer (F1), KKA Schröder (S2), KKA Schumann (S3))

**Messwerte**

		<b>Biofilmmablösung (Steinbrenner 2011)</b>		
		mit NaOH	mit NaCl	
<b>Versuchsreihen- bezeichnung</b>	<b>Aufwuchs- körpertyp</b>	<b>g TS<sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper</b>	<b>g TS<sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper</b>	<b>TS<sub>NaCl</sub> - TS<sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]</b>
RL-3-APK-20	APK, PE	0,007	0,006	81,3
RL-3-APK-20	APK, PE	0,008	0,005	61,9
RL-3-APK-20	APK, PE	0,010	0,007	76,6
RL-3-APK-20	APK, PE	0,012	0,010	86,5
RL-3-APK-20	APK, PE	0,013	0,011	87,8
RL-3-APK-20	APK, PE	0,014	0,013	93,2
RL-3-APK-20	APK, PE	0,014	0,010	72,6
RL-3-APK-20	APK, PE	0,018	0,015	81,9
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,003	0,001	53,3
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,007	0,005	70,2
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,008	0,005	58,7
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,009	0,004	44,1
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,012	0,006	47,9
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,014	0,009	61,8
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,014	0,009	62,3
RL-3-APKgr-20	APK, biophil	0,015	0,010	68,7
RL-3-Aq-20	AqWise	0,001	0,001	90,0

		Biofilmauflösung (Steinbrenner 2011)		
		mit NaOH	mit NaCl	
Versuchsreihen- bezeichnung	Aufwuchs- körpertyp	g TS <sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper	g TS <sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper	TS <sub>NaCl</sub> - TS <sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]
RL-3-Aq-20	AqWise	0,003	0,002	73,1
RL-3-Aq-20	AqWise	0,005	0,003	52,6
RL-3-Aq-20	AqWise	0,011	0,007	67,0
RL-3-Aq-20	AqWise	0,011	0,006	50,7
RL-3-Aq-20	AqWise	0,012	0,007	57,2
RL-3-Aq-20	AqWise	0,013	0,009	68,4
RL-3-Aq-20	AqWise	0,013	0,008	56,0
RL-3-Aq-20	AqWise	0,015	0,010	67,2
K-1-BW-15	BW 9	0,002	0,001	46,6
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,001	35,9
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,002	59,8
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,002	50,1
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,002	53,4
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,001	44,1
K-1-BW-15	BW 9	0,003	0,002	55,1
K-2-BW-16	BW 9	0,001	0,000	29,9
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	47,9
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	33,3
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	29,0
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	35,7
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	39,5
K-2-BW-16	BW 9	0,002	0,001	24,6
K-2-BW-16	BW 9	0,003	0,001	32,5
K-2-BW-16	BW 9	0,003	0,001	31,1
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,001	48,4
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,001	42,3
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,002	48,3
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,002	49,0
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,001	40,8
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,002	51,4



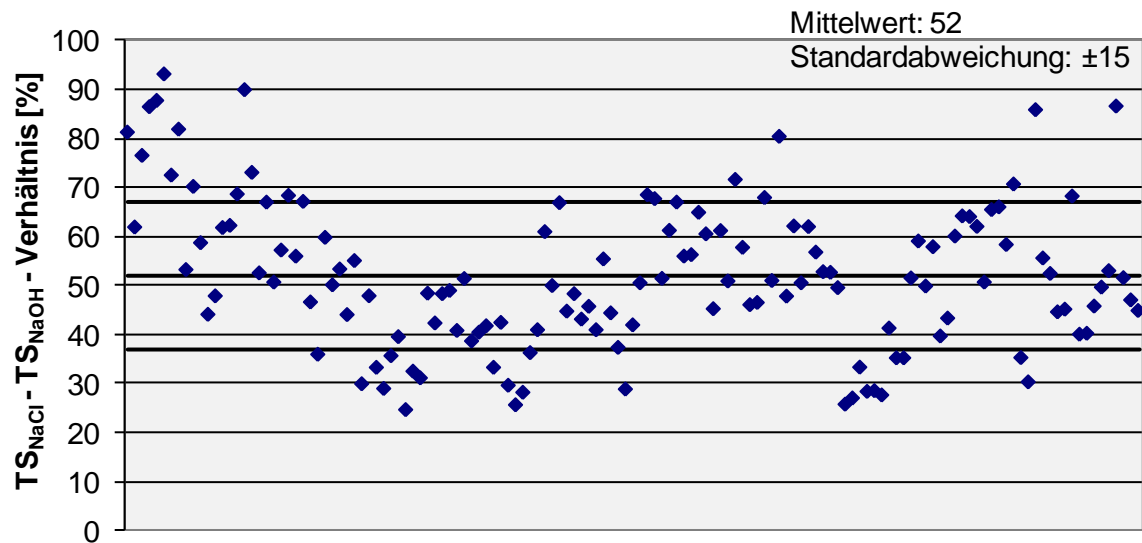
		Biofilmauflösung (Steinbrenner 2011)		
		mit NaOH	mit NaCl	
Versuchsreihen- bezeichnung	Aufwuchs- körpertyp	g TS <sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper	g TS <sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper	TS <sub>NaCl</sub> - TS <sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]
K-1-BWCa-15	BWCa	0,003	0,001	38,7
K-2-BWCa-16	BWCa	0,001	0,000	40,4
K-2-BWCa-16	BWCa	0,002	0,001	41,8
K-2-BWCa-16	BWCa	0,002	0,001	33,3
K-2-BWCa-16	BWCa	0,002	0,001	42,5
K-2-BWCa-16	BWCa	0,002	0,001	29,6
K-2-BWCa-16	BWCa	0,003	0,001	25,6
K-2-BWCa-16	BWCa	0,003	0,001	28,2
K-2-BWCa-16	BWCa	0,003	0,001	36,3
K-2-BWCa-16	BWCa	0,003	0,001	41,0
RL-3-Fr-20	FR	0,003	0,002	61,0
S3-K1-9	K1	0,007	0,004	50,0
S3-K1-9	K1	0,008	0,005	66,9
S3-K1-9	K1	0,008	0,004	44,8
S3-K1-9	K1	0,008	0,004	48,3
S3-K1-9	K1	0,009	0,004	43,1
S3-K1-16	K1	0,006	0,003	45,7
S3-K1-16	K1	0,009	0,004	41,0
S3-K1-16	K1	0,009	0,005	55,4
S3-K1-16	K1	0,009	0,004	44,4
S3-K1-16	K1	0,009	0,003	37,4
S2-K1-16	K1	0,009	0,003	28,8
S2-K1-16	K1	0,004	0,002	42,0
L-0,7-10	K1	0,009	0,004	50,5
L-0,7-10	K1	0,009	0,006	68,5
L-0,7-10	K1	0,009	0,006	67,7
L-0,7-10	K1	0,011	0,006	51,5
L-1,4-10	K1	0,014	0,009	61,3
L-1,4-10	K1	0,014	0,009	67,0
L-1,4-10	K1	0,015	0,008	56,0

		Biofilmablösung (Steinbrenner 2011)		
		mit NaOH	mit NaCl	
Versuchsreihen- bezeichnung	Aufwuchs- körpertyp	g TS <sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper	g TS <sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper	TS <sub>NaCl</sub> - TS <sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]
L-1,4-10	K1	0,015	0,009	56,3
L-1,4-10	K1	0,016	0,010	64,9
L-1,4-10	K1	0,017	0,010	60,6
L-1,4-10	K1	0,018	0,008	45,3
K-1-K1-15	K1	0,002	0,001	61,2
K-1-K1-15	K1	0,003	0,001	50,9
K-1-K1-15	K1	0,003	0,002	71,7
K-1-K1-15	K1	0,003	0,002	57,8
K-1-K1-15	K1	0,003	0,001	46,1
K-1-K1-15	K1	0,003	0,001	46,5
K-1-K1-15	K1	0,004	0,003	68,0
RL-3-K1-20	K1	0,002	0,001	51,0
RL-3-K1-20	K1	0,003	0,002	80,5
RL-3-K1-20	K1	0,003	0,001	47,8
RL-3-K1-20	K1	0,003	0,002	62,2
RL-3-K1-20	K1	0,004	0,002	50,5
RL-3-K1-20	K1	0,004	0,002	62,0
RL-3-K1-20	K1	0,004	0,002	56,8
RL-3-K1-20	K1	0,005	0,003	52,8
RL-3-K1-20	K1	0,005	0,003	52,7
K-2-K1-16	K1	0,001	0,000	49,6
K-2-K1-16	K1	0,002	0,001	25,8
K-2-K1-16	K1	0,002	0,001	27,0
K-2-K1-16	K1	0,003	0,001	33,3
K-2-K1-16	K1	0,003	0,001	28,4
K-2-K1-16	K1	0,003	0,001	28,5
K-2-K1-16	K1	0,003	0,001	27,6
K-2-K1-16	K1	0,004	0,002	41,3
K-2-K1-16	K1	0,004	0,002	35,2
SE-4-K1-6	K1	0,004	0,002	35,2

		Biofilmauflösung (Steinbrenner 2011)		
		mit NaOH	mit NaCl	
Versuchsreihen- bezeichnung	Aufwuchs- körpertyp	g TS <sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper	g TS <sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper	TS <sub>NaCl</sub> - TS <sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]
SE-4-K1-20	K1	0,006	0,003	51,5
L-4,3-20	K1	0,012	0,007	59,1
L-4,3-20	K1	0,015	0,007	49,9
L-4,3-20	K1	0,015	0,009	57,9
L-4,3-20	K1	0,017	0,007	39,7
L-4,3-20	K1	0,017	0,007	43,3
L-4,3-14	K1	0,018	0,011	60,1
L-4,3-14	K1	0,018	0,012	64,2
L-4,3-14	K1	0,020	0,013	64,1
L-4,3-14	K1	0,020	0,013	62,1
F1-K2-9	K2	0,036	0,018	50,7
F1-K2-9	K2	0,036	0,024	65,5
F1-K2-9	K2	0,038	0,025	66,1
F1-K2-9	K2	0,038	0,022	58,4
F1-K2-9	K2	0,042	0,030	70,7
F1-K2-16	K2	0,017	0,006	35,3
K-1-K2-15	K2	0,006	0,002	30,3
K-1-K2-15	K2	0,006	0,005	85,9
K-1-K2-15	K2	0,008	0,004	55,6
K-1-K2-15	K2	0,008	0,004	52,5
K-1-K2-15	K2	0,011	0,005	44,6
K-1-K2-15	K2	0,012	0,006	45,2
K-1-K2-15	K2	0,013	0,009	68,3
K-2-K2-16	K2	0,005	0,002	40,0
K-2-K2-16	K2	0,008	0,003	40,2
K-2-K2-16	K2	0,009	0,004	45,8
K-2-K2-16	K2	0,010	0,005	49,7
K-2-K2-16	K2	0,011	0,006	53,0
K-2-K2-16	K2	0,012	0,010	86,7
K-2-K2-16	K2	0,013	0,006	51,6

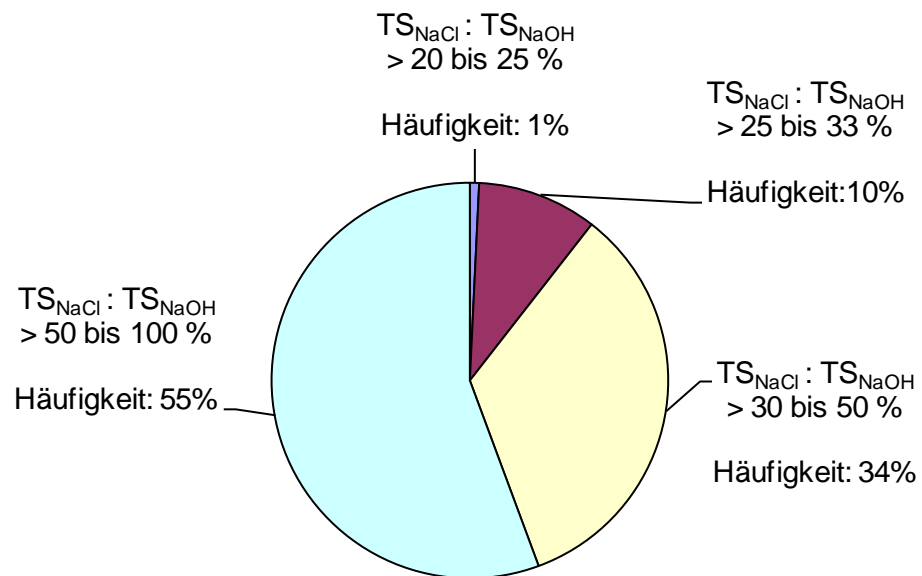
		Biofilmauflösung (Steinbrenner 2011)		
		mit NaOH	mit NaCl	
Versuchsreihen- bezeichnung	Aufwuchs- körpertyp	g TS <sub>NaOH</sub> / Aufwuchs- körper	g TS <sub>NaCl</sub> / Aufwuchs- körper	TS <sub>NaCl</sub> - TS <sub>NaOH</sub> - Verhältnis [%]
K-2-K2-16	K2	0,016	0,008	47,1
K-2-K2-16	K2	0,017	0,008	44,9
Mittelwert				52
Min				25
Max				93
Standardabweichung				15
g				

Grafische Darstellung der TS<sub>NaCl</sub>-TS<sub>NaOH</sub>-Verhältnisse [%] der  
Messwerte



---

**Grafische Darstellung der Messwerthäufigkeit bestimmter  $TS_{NaCl}$  –  $TS_{NaOH}$  – Verhältnisse**



		Einheit	K1	K2	BW 9	BW Ca ca. 1% Bruch unregelmäßig verformt	APK weiß PE	APK grün Biophil nicht chemisch	AqWise	Fränkische Rohrwerke HD-PE
Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken); Waage: sartorius, LC 2215; Max 220 g mit Haube	Wert 1	g	0,149	0,616	0,206	0,209	0,417	0,432	0,369	0,098
	Wert 2	g	0,155	0,584	0,206	0,198	0,417	0,428	0,394	0,1
	Wert 3	g	0,148	0,543	0,199	0,206	0,424	0,431	0,379	0,101
	Wert 4	g	0,137	0,598	0,209	0,199	0,417	0,438	0,405	0,101
	Wert 5	g	0,142	0,624	0,206	0,174	0,413	0,43	0,409	0,097
	Wert 6	g	0,157	0,584	0,208	0,186	0,418	0,431	0,365	0,097
	Wert 7	g	0,153	0,601	0,215	0,187	0,418	0,427	0,358	0,096
	Wert 8	g	0,15	0,501	0,207	0,208	0,418	0,427	0,399	0,096
	Wert 9	g	0,141	0,576	0,202	0,189	0,421	0,427	0,387	0,097
	Wert 10	g	0,144	0,583	0,191	0,185	0,417	0,43	0,381	0,098
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>0,1476</b>	<b>0,581</b>	<b>0,205</b>	<b>0,194</b>	<b>0,418</b>	<b>0,430</b>	<b>0,385</b>	<b>0,098</b>
Masse von 10 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)	Wert 1	g	1,519	5,908	2,005	1,892	4,205	4,309	3,758	0,977
	Wert 2	g	1,472	5,897	2,01	1,947	4,176	4,328	3,875	0,992
	Wert 3	g	1,45	5,905	2,032	2,01	4,178	4,324	3,789	0,968
	Wert 4	g	1,46	5,85	1,982	1,98	4,192	4,314	3,968	0,979
	Wert 5	g	1,467	5,734	2,016	1,898	4,171	4,313	3,755	0,978
<b>mittlere Masse von 10 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>1,474</b>	<b>5,859</b>	<b>2,009</b>	<b>1,945</b>	<b>4,184</b>	<b>4,318</b>	<b>3,829</b>	<b>0,979</b>
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>0,1474</b>	<b>0,5859</b>	<b>0,201</b>	<b>0,195</b>	<b>0,418</b>	<b>0,432</b>	<b>0,383</b>	<b>0,098</b>
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>		<b>g/Stück</b>	<b>0,147</b>	<b>0,583</b>	<b>0,203</b>	<b>0,194</b>	<b>0,418</b>	<b>0,431</b>	<b>0,384</b>	<b>0,098</b>
<b>Anzahl Träger in 1L Aufwuchskörper (neu, trocken), gezählt</b>		<b>Stück/L</b>	<b>975</b>	<b>166</b>	<b>712</b>	<b>730</b>	<b>194</b>	<b>174</b>	<b>420</b>	<b>1178</b>
<b>mittlere Masse von 1 L Aufwuchskörper = Schüttdichte (rechnerisch)</b>		<b>g/L</b>	<b>144</b>	<b>97</b>	<b>144</b>	<b>142</b>	<b>81</b>	<b>75</b>	<b>161</b>	<b>115</b>
Länge von einem Aufwuchskörper, gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	7,2	14,6	8,7	8,8	15,6	15,5	13,5	8
	Wert 2	[mm]	7,3	14,7	8,5	8,5	15,6	15,7	13,3	8,1
	Wert 3	[mm]	7,2	14,8	8,6	8,9	15,7	15,5	12,6	8
	Wert 4	[mm]	7,2	14,8	8,7	8,2	15,7	15,6	12,4	8,3
	Wert 5	[mm]	7,2	14,7	8,9	8,5	15,7	15,7	13,4	8
	Wert 6	[mm]	7,2	14,7	8,6	8,6	15,7	15,7	12,9	8,1
	Wert 7	[mm]	7,3	14,6	8,6	8,3	15,6	15,8	12,5	7,7
	Wert 8	[mm]	7,2	14,8	8,6	9	15,6	15,7	12,7	8
	Wert 9	[mm]	7,2	14,8	8,8	9,1	15,6	15,7	12,2	7,9
	Wert 10	[mm]	7,2	14,8	8,8	8,8	15,7	15,6	12,4	7,8
<b>mittlere Länge von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>7,2</b>	<b>14,7</b>	<b>8,7</b>	<b>8,7</b>	<b>15,7</b>	<b>15,7</b>	<b>12,8</b>	<b>8,0</b>
größter Durchmesser, außen; von einem Aufwuchskörper, gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	10,5	17,6	11,9	11	16,7	16,9	12	9,5
	Wert 2	[mm]	10,7	18,2	11,9	11,5	16,8	16,8	11,9	9,5
	Wert 3	[mm]	10,7	17,5	11,9	12,1	16,7	16,8	12,1	9,4
	Wert 4	[mm]	10,7	17,6	11,7	11,4	16,7	17	12,5	9,5
	Wert 5	[mm]	11	18,1	12,1	11,4	16,7	16,9	11,9	9,5
	Wert 6	[mm]	10,8	17,7	11,8	11,8	16,7	16,8	12,3	9,5
	Wert 7	[mm]	10,5	17,7	12,2	11,8	16,8	17	11,9	9,4
	Wert 8	[mm]	10,8	18,1	11,9	11,9	16,7	16,9	12,4	9,5
	Wert 9	[mm]	10,8	17,8	11,5	11,9	16,7	16,8	12,2	9,5
	Wert 10	[mm]	10,9	17,9	11,5	11,6	16,8	16,9	12,2	9,5
<b>mittlerer größter Durchmesser von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>10,7</b>	<b>17,8</b>	<b>11,8</b>	<b>11,6</b>	<b>16,7</b>	<b>16,9</b>	<b>12,1</b>	<b>9,5</b>
<b>L/d<sub>max</sub></b>			<b>0,7</b>	<b>0,8</b>	<b>0,7</b>	<b>0,7</b>	<b>0,9</b>	<b>0,9</b>	<b>1,1</b>	<b>0,8</b>
Kreisdurchmesser, außen; von einem Aufwuchskörper; gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	8,9	15,5	8,5	9,1	14,7	15,1	10,3	6,9
	Wert 2	[mm]	9,1	15,8	8,6	9	14,7	14,6	10	6,6
	Wert 3	[mm]	9	15,4	8,8	9,1	14,9	14,9	10,6	7
	Wert 4	[mm]	9,1	15,2	8,7	8,2	14,7	15	10,2	6,6
	Wert 5	[mm]	9,2	15,3	8,8	8,9	14,6	14,7	10,4	7,1
	Wert 6	[mm]	9,2	15,5	8,7	9,2	14,8	14,8	10,3	6,5
	Wert 7	[mm]	9,1	15,8	8,6	9,4	14,7	14,8	10,5	6,7
	Wert 8	[mm]	9,1	16	8,9	9,5	14,9	14,8	10,4	6,3
	Wert 9	[mm]	9,1	16	8,7	9,7	14,7	14,7	10,3	6,5
	Wert 10	[mm]	9,1	15,7	8,4	9	14,8	14,8	10,1	6,7
<b>mittlerer Durchmesser von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>9,1</b>	<b>15,6</b>	<b>8,7</b>	<b>9,1</b>	<b>14,8</b>	<b>14,8</b>	<b>10,3</b>	<b>6,7</b>
<b>L/d</b>			<b>0,8</b>	<b>0,9</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>	<b>1,1</b>	<b>1,1</b>	<b>1,2</b>	<b>1,2</b>

		Einheit	Picobells®	Newpond	PORET®- aqua	K3
Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken); Waage: sartorius, LC 2215; Max 220 g mit Haube	Wert 1	g	2,659	8,347	0,326	1,066
	Wert 2	g	2,704	8,233	0,341	1,068
	Wert 3	g	2,743	8,805	0,378	1,063
	Wert 4	g	2,763	8,925	0,409	1,073
	Wert 5	g	2,652	8,417	0,330	1,044
	Wert 6	g	2,762	7,992	0,335	1,032
	Wert 7	g	2,762	8,753	0,340	1,039
	Wert 8	g	2,705	8,874	0,363	1,053
	Wert 9	g	2,661	8,630	0,350	1,055
	Wert 10	g	2,709	7,810	0,349	1,044
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>2,712</b>	<b>8,479</b>	<b>0,352</b>	<b>1,054</b>
Masse von 10 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)	Wert 1	g	27,398	80,497	3,509	10,482
	Wert 2	g	27,103	82,689	3,406	10,623
	Wert 3	g	27,240	81,726	3,484	10,495
	Wert 4	g	27,113	85,702	3,429	10,551
	Wert 5	g	27,356	82,990	3,516	10,499
<b>mittlere Masse von 10 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>27,242</b>	<b>82,721</b>	<b>3,469</b>	<b>10,530</b>
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>			<b>2,724</b>	<b>8,272</b>	<b>0,347</b>	<b>1,053</b>
<b>mittlere Masse von 1 Stück Aufwuchskörper (neu, trocken)</b>		<b>g/Stück</b>	<b>2,718</b>	<b>8,375</b>	<b>0,349</b>	<b>1,053</b>
<b>Anzahl Träger in 1L Aufwuchskörper (neu, trocken), gezählt</b>		<b>Stück/L</b>	<b>65</b>	<b>20</b>	<b>25</b>	<b>89</b>
<b>mittlere Masse von 1 L Aufwuchskörper = Schüttdichte (rechnerisch)</b>		<b>g/L</b>	<b>177</b>	<b>168</b>	<b>9</b>	<b>94</b>
Länge von einem Aufwuchskörper, gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	15,6	10,8	24,9	11,9
	Wert 2	[mm]	15,6	14,5	24,3	11,9
	Wert 3	[mm]	15,4	14,3	28,0	11,9
	Wert 4	[mm]	15,7	12,7	24,7	11,9
	Wert 5	[mm]	15,7	13,7	23,5	11,9
	Wert 6	[mm]	15,4	14,3	24,8	12,0
	Wert 7	[mm]	15,4	12,4	23,4	12,0
	Wert 8	[mm]	15,4	12,8	24,3	11,9
	Wert 9	[mm]	15,6	12,3	25	11,9
	Wert 10	[mm]	15,5	10,7	24,6	12,0
<b>mittlere Länge von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>15,5</b>	<b>12,9</b>	<b>24,8</b>	<b>11,9</b>
größter Durchmesser, außen; von einem Aufwuchskörper, gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	32,0	53,0	24,2	24,9
	Wert 2	[mm]	31,8	52,0	23,5	25,0
	Wert 3	[mm]	31,9	52,2	24,8	25,9
	Wert 4	[mm]	32,0	52,2	24,8	25,5
	Wert 5	[mm]	32,2	52,3	24,3	25,5
	Wert 6	[mm]	32,1	52,8	24,7	25,4
	Wert 7	[mm]	31,8	52,3	24,9	25,2
	Wert 8	[mm]	31,9	52,1	24,1	25,7
	Wert 9	[mm]	32,0	52,9	24,0	25,6
	Wert 10	[mm]	32,3	53,2	25,1	25,2
<b>mittlerer größter Durchmesser von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>32,0</b>	<b>52,5</b>	<b>24,4</b>	<b>25,4</b>
<b>L/d<sub>max</sub></b>			<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>1,0</b>	<b>0,5</b>
Kreisdurchmesser, außen; von einem Aufwuchskörper; gemessen mit Messschieber (UIK)	Wert 1	[mm]	30,0	52,0	25,6	23,9
	Wert 2	[mm]	29,9	51,7	23,3	24,5
	Wert 3	[mm]	29,9	51,9	24,3	25,5
	Wert 4	[mm]	30,0	51,8	24,1	24,5
	Wert 5	[mm]	29,9	51,8	25,0	25,0
	Wert 6	[mm]	30,0	50,0	23,5	24,4
	Wert 7	[mm]	29,9	52,2	24,4	24,6
	Wert 8	[mm]	29,9	52,0	24,4	24,7
	Wert 9	[mm]	29,9	52,2	23,5	25,2
	Wert 10	[mm]	30,0	52,5	23,3	24,7
<b>mittlerer Durchmesser von einem Aufwuchskörper</b>		<b>[mm]</b>	<b>29,9</b>	<b>51,8</b>	<b>24,1</b>	<b>24,7</b>
<b>L/d</b>			<b>0,5</b>	<b>0,2</b>	<b>1,0</b>	<b>0,5</b>

		Einheit	K1	K2	BW 9	BW Ca ca. 1% Bruch unregel- mäßig verformt	APK weiß PE	APK grün Biophil riecht chemisch	AqWise	Fränkische Rohrwerke HD-PE
Verdrängungsversuch: 1L Aufwuchskörper in 1 L Wasser	Wert 1	[mL]	1200	1100	1200	1150	1100	1100	1200	1225
	Wert 2	[mL]	1200	1100	1200	1150	1100	1100	1210	1225
	Wert 3	[mL]	1200	1100	1200	1200	1100	1100	1210	1225
<b>Mittelwert</b>			<b>1200</b>	<b>1100</b>	<b>1200</b>	<b>1167</b>	<b>1100</b>	<b>1100</b>	<b>1207</b>	<b>1225</b>
<b>Verdrängungsversuch: 1L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]	<b>20</b>	<b>10</b>	<b>20</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>21</b>	<b>23</b>
Verdrängungsversuch: 0,5 L Aufwuchskörper (50% Füllgrad)	Wert 1	[mL]	1100	1075	1100	1125	1050	1050	1120	1120
	Wert 2	[mL]	1100	1075	1100	1110	1050	1060	1120	1100
	Wert 3	[mL]	1100	1050	1100	1050	1060	1050	1125	1100
<b>Mittelwert</b>			<b>1100</b>	<b>1067</b>	<b>1100</b>	<b>1112</b>	<b>1053</b>	<b>1053</b>	<b>1122</b>	<b>1107</b>
<b>Verdrängungsversuch: 500 mL Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>12</b>	<b>11</b>
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>20</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	<b>21</b>
verwendete Füllgrade in den Versuchen		[%]	34	48	34	34	20	20	28,5	34
Füllgrad bezogen auf 1 L	Aufwuchs- körper- menge*)	[L]	0,34	0,48	0,34	0,34	0,2	0,2	0,285	0,34
Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):	Wert 1	[mL]	1075	1060	1080	1090	1025	1030	1050	1075
	Wert 2	[mL]	1060	1050	1075	1085	1025	1030	1075	1075
	Wert 3	[mL]	1060	1050	1075	1080	1040	1030	1075	1075
<b>Mittelwert</b>			<b>1065</b>	<b>1053</b>	<b>1077</b>	<b>1085</b>	<b>1030</b>	<b>1030</b>	<b>1067</b>	<b>1075</b>
<b>Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):</b>			<b>7</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>			<b>19</b>	<b>11</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>23</b>	<b>22</b>
verwendete Füllgrade in den Versuchen		[%]		55						
Füllgrad bezogen auf 1 L	Aufwuchs- körper- menge*)	[L]		0,55						
Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):	Wert 1	[mL]		1075						
	Wert 2	[mL]		1100						
	Wert 3	[mL]		1075						
<b>Mittelwert</b>				<b>1083</b>						
<b>Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):</b>				<b>8</b>						
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>				<b>15</b>						
<b>Mittelwert Verdrängungsversuch bezogen auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>			<b>20</b>	<b>12</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>23</b>	<b>22</b>

\*) Aufwuchskörper mit 1 L Mensur abgemessen (Genauigkeit: 10 mL)

\*\*) Ermittlung mit 3 L Messbecher (Genauigkeit: 50 mL)











		Einheit	Picobells®	Newpond	PORET®- aqua	K3
Verdrängungsversuch: 1L Aufwuchskörper in 1 L Wasser	Wert 1	[mL]				
	Wert 2	[mL]				
	Wert 3	[mL]				
<b>Mittelwert</b>						
<b>Verdrängungsversuch: 1L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]				
Verdrängungsversuch: 0,5 L Aufwuchskörper (50% Füllgrad)	Wert 1	[mL]				
	Wert 2	[mL]				
	Wert 3	[mL]				
<b>Mittelwert</b>						
<b>Verdrängungsversuch: 500 mL Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]				
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>		[%]				
verwendete Füllgrade in den Versuchen		[%]				
Füllgrad bezogen auf 1 L	Aufwuchs- körper- menge*)	[L]				
Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):	Wert 1	[mL]				
	Wert 2	[mL]				
	Wert 3	[mL]				
<b>Mittelwert</b>						
<b>Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):</b>						
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>						
verwendete Füllgrade in den Versuchen		[%]				
Füllgrad bezogen auf 1 L	Aufwuchs- körper- menge*)	[L]				
Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):	Wert 1	[mL]				
	Wert 2	[mL]				
	Wert 3	[mL]				
<b>Mittelwert</b>						
<b>Verdrängungsversuch mit Füllgrad**):</b>						
<b>Verdrängungsversuch hochgerechnet auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>						
<b>Mittelwert Verdrängungsversuch bezogen auf 1 L Aufwuchskörper in 1 L Wasser</b>						

\*) Aufwuchskörper mit 1 L Mensur abgemessen (Genauigkeit

\*\*) Ermittlung mit 3 L Messbecher (Genauigkeit: 50 mL)

**Anhang 4:****Spezifikationen der Aufwuchskörper (Herstellerangaben) der Versuche zum Reaktordesign (Versuchsreihen C)**

Hersteller	Typ	Material	Masse eines Aufwuchs- körpers	Abmes- sungen	Dichte	spezifische Oberfläche	Schütt- dichte	Bild**)
			[g]	[mm]	[g/L]	[m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> ]	[kg/m <sup>3</sup> ]	
Anox- Kaldnes	K1	HDPE	0,15*)	L = 7,2 D = 9,1	0,96	500	140	
	K2	HDPE	0,58*)	L = 15 D = 15	0,96	350	95	
	K3	HDPE	1,05*)	L = 10 D = 25	0,96	500	95	
AqWise	ABC4	HDPE	0,38*)	L = 12,8 D = 10,3	0,94 bis 0,96	650	150	
Fränkische Rohrwerke	Filter- element PEHD 6,5	HDPE	0,10*)	L = 8,0 D = 6,7	k. A.	500	k. A.	
KVT	Picobells®	PE	2,72*)	L = 15 D = 30	0,95	450	k. A.	
Pfleiderer	Newpond	HDPE	8,38*)	L = 17 D = 55	0,95	500	200	
EMW	PORET® - aqua	PU- Weich- schaum- stoffe	0,35*)	H = 25 B = 25 T = 25	k. A.	ca. 1000	k. A.	

\*) ermittelt durch Nicole Fichtner

\*\*) ermittelt durch Carsten Weigelt

k. A. - keine Angaben

# Anhang 5: Laborbuch der Laborversuche (Versuchsreihen CB)

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$ [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	Zulauf									
			T	TOC	CSB	pH-Wert	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
			[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[-]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0.5 VR01: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>*d) bei T = 20 °C</b>												
12.10.2009	0		20									0,0
15.10.2009	3	0,5	20	117,5		7,23	67,59			8,46	82,4	67,6
16.10.2009	4	0,5	20	117,5		7,23	67,59			8,46	82,4	67,6
19.10.2009	7	0,5	20	116,6		7,19	63,23			8,44	77,9	63,2
21.10.2009	9	0,5	20	116,6		7,19	63,23			8,44	77,9	63,2
22.10.2009	10	0,5	20	95,1		7,41	57,32			8,02	76,1	57,3
23.10.2009	11	0,5	20	95,1		7,41	57,32			8,02	76,1	57,3
26.10.2009	14	0,5	20	103,5		7,24	55,69		0,0	6,77	69,3	55,7
27.10.2009	15	0,5	20	103,5		7,24	55,69		0,0	6,77	69,3	55,7
30.10.2009	18	0,5	20	103,5		7,24	55,69	0,00	0,0	6,77	69,3	55,7
02.11.2009	21	0,5	20	92,4		7,10	52,11	0,04	0,0	7,28	73,9	52,1
06.11.2009	25	0,5	20	117,2		7,60	50,17	0,03	0,0	8,02	74,4	50,2
09.11.2009	28	0,5	20	100,1	358	7,51	44,72	0,31	0,9	7,68	80,4	45,9
12.11.2009	31	0,5	20	62,4		8,85	59,81	0,17	0,2	5,06	65,7	60,2
16.11.2009	35	0,5	20	81,7		8,34	64,01	0,06	1,5	6,91	74,2	65,5
20.11.2009	39	0,5	20	102,6		7,95	72,10	0,14	0,8	6,07		73,0
23.11.2009	42	0,5	20	91,0		8,84	73,19	0,01	0,9	3,45		74,1
26.11.2009	45	0,5	20	74,2		8,91	69,61	0,01	0,3	3,67		70,0
Mittelwert:			20	99	358	7,7	61	0,09	0,4	7,0	75	57
Standardabweichung:			0	16	0	0,6	8	0,10	0,5	1,5	5	16
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase (gerahmte Zellen)</b>												
<b>Versuchsreihe CB-0.5 VR02: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>*d) bei T = 15 °C</b>												
03.12.2009	52	0,5	15	107,4		8,95	61,21	0,00	0,0	2,52		61,2
07.12.2009	56	0,5	15	101,0	274	8,91	74,20	0,02	0,0	4,58	98,6	74,2
10.12.2009	59	0,5	15	105,7		8,68	81,20	0,04	0,0	5,92	111,6	81,2
14.12.2009	63	0,5	15	55,0		8,74	66,81	0,02	0,0	4,87	108,2	66,8
18.12.2009	67	0,5	15	65,1		9,14	79,01	0,03	0,0	3,94	80,2	79,0
21.12.2009	70	0,5	15	68,0		8,71	77,67	0,02	0,0	5,26	89,3	77,7
22.12.2009	71	0,5	15			8,30						
Mittelwert:	19		15	84	274	8,8	73	0,02	0,0	4,5	98	73
Standardabweichung:			0	21	0	0,2	7	0,01	0,0	1,1	12	7
<b>Versuchsreihe CB-0.5 VR03: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>*d) bei T = 10 °C</b>												
23.12.2009	72	0,5	10			8,95						
25.12.2009	74	0,5	10			9,13						
28.12.2009	77	0,5	10			9,30						
30.12.2009	79	0,5	10			9,01						
02.01.2010	82	0,5	10			8,87						
07.01.2010	87	0,5	10	70,5	230	8,50	86,18	0,04	0,0	8,68	93,4	86,2
11.01.2010	91	0,5	10	154,6		9,16	101,19	0,00	0,0	4,58		101,2
14.01.2010	94	0,5	10	89,6	302	8,25	99,87	0,06	0,0	8,74	147,3	99,9
15.01.2010	95	0,5	10	107,7	334	9,09	66,81	0,01	1,0	1,68	97,1	67,8
18.01.2010	98	0,5	10	106,0		9,03	69,92	0,01	1,3	3,09	94,4	71,2
Mittelwert:	26		10	106	289	8,9	85	0,02	0,5	5,4	108	85
Standardabweichung:			0	28	43	0,3	14	0,02	0,6	2,9	23	14

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	Reaktor A								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BS										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	1,6	54,0	0,36	0,36	0,11	29,8	
16.10.2009	4	0,5	20	1,6	54,0	0,36	0,36	0,11	29,8	
19.10.2009	7	0,5	20	1,6	54,0	0,35	0,35	0,10	28,8	
21.10.2009	9	0,5	20	1,6	54,0	0,35	0,35	0,10	28,8	
22.10.2009	10	0,5	20	1,6	54,0	0,29	0,29	0,09	28,0	
23.10.2009	11	0,5	20	1,6	54,0	0,29	0,29	0,09	28,0	
26.10.2009	14	0,5	20	1,6	54,0	0,31	0,31	0,09	23,4	
27.10.2009	15	0,5	20	1,6	54,0	0,31	0,31	0,09	23,4	
30.10.2009	18	0,5	20	1,6	54,0	0,31	0,31	0,09	20,3	
02.11.2009	21	0,5	20	1,7	50,8	0,30	0,30	0,09	19,0	
06.11.2009	25	0,5	20	1,7	50,8	0,38	0,38	0,09	15,4	
09.11.2009	28	0,5	20	1,7	50,8	0,32	0,32	0,08	17,1	10
12.11.2009	31	0,5	20	1,7	50,8	0,20	0,20	0,10	13,5	
16.11.2009	35	0,5	20	1,7	50,8	0,26	0,26	0,11	16,1	
20.11.2009	39	0,5	20	1,7	50,8	0,33	0,33	0,12	11,7	
23.11.2009	42	0,5	20	1,7	50,8	0,29	0,29	0,12	14,0	
26.11.2009	45	0,5	20	1,7	50,8	0,24	0,24	0,12	15,0	
Mittelwert:			20	1,6	52,5	0,31	0,31	0,10	18,8	10,0
Standardabweichung:			0	0,0	1,6	0,04	0,04	0,01	5,2	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach EI										
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BS										
03.12.2009	52	0,5	15	1,7	50,8	0,35	0,35	0,10	15,6	
07.12.2009	56	0,5	15	1,7	50,8	0,33	0,33	0,13	17,5	20
10.12.2009	59	0,5	15	1,7	50,8	0,34	0,34	0,14	17,1	
14.12.2009	63	0,5	15	1,7	50,8	0,18	0,18	0,11	16,5	
18.12.2009	67	0,5	15	1,7	50,8	0,21	0,21	0,13	16,5	
21.12.2009	70	0,5	15	1,7	50,8	0,22	0,22	0,13	18,0	
22.12.2009	71	0,5	15							
Mittelwert:	19		15	1,7	50,8	0,27	0,27	0,12	16,9	20,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,07	0,07	0,01	0,8	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BS										
23.12.2009	72	0,5	10							
25.12.2009	74	0,5	10							
28.12.2009	77	0,5	10							
30.12.2009	79	0,5	10							
02.01.2010	82	0,5	10							
07.01.2010	87	0,5	10	1,7	50,8	0,23	0,23	0,15	17,5	41
11.01.2010	91	0,5	10	1,7	50,8	0,50	0,50	0,17	21,9	
14.01.2010	94	0,5	10	1,7	50,8	0,29	0,29	0,17	18,9	
15.01.2010	95	0,5	10	1,7	50,8	0,35	0,35	0,11	19,3	40
18.01.2010	98	0,5	10	1,7	50,8	0,34	0,34	0,12	19,0	
Mittelwert:	26		10	1,7	50,8	0,34	0,34	0,14	19,3	40,5
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,09	0,09	0,02	1,4	0,5

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	Reaktor A								
		vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. Im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,6 L Wa.	[g oTS] auf 1904 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	360,3					0,576	8,58
16.10.2009	4	0,5	20	172,7	0,232	0,290	0,521	0,130	0,276	8,58
19.10.2009	7	0,5	20	144,0	1,191	0,596	1,787	0,447	0,230	8,39
21.10.2009	9	0,5	20	120,0	1,052	0,714	1,765	0,441	0,192	8,39
22.10.2009	10	0,5	20	70,9	0,909	1,059	1,968	0,492	0,113	7,87
23.10.2009	11	0,5	20	49,0	0,453	1,194	1,647	0,412	0,078	7,87
26.10.2009	14	0,5	20	29,2	0,408	1,160	1,568	0,392	0,047	7,29
27.10.2009	15	0,5	20	46,8	0,791	1,460	2,251	0,563	0,075	7,29
30.10.2009	18	0,5	20	38,3	0,492	2,040	2,532	0,633	0,061	7,16
02.11.2009	21	0,5	20	41,7	0,582	2,303	2,885	0,721	0,071	7,23
06.11.2009	25	0,5	20	38,8	0,677	2,361	3,038	0,760	0,066	7,28
09.11.2009	28	0,5	20	37,9	0,679	2,563	3,242	0,810	0,064	6,40
12.11.2009	31	0,5	20	77,5	1,021	2,759	3,780	0,945	0,132	7,40
16.11.2009	35	0,5	20	64,6	0,891	2,819	3,710	0,927	0,110	7,31
20.11.2009	39	0,5	20	58,6	0,860	3,365	4,226	1,056	0,100	6,60
23.11.2009	42	0,5	20	88,9	1,045	3,526	4,571	1,143	0,151	6,62
26.11.2009	45	0,5	20	64,6	0,843	3,379	4,222	1,056	0,110	7,06
Mittelwert:			20	54,4	0,742	2,307	3,049	0,762	0,091	7,2
Standardabweichung:			0	17,3	0,203	0,841	0,974	0,244	0,030	0,4
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
03.12.2009	52	0,5	15	124,2					0,211	7,09
07.12.2009	56	0,5	15	164,7	1,780	3,412	5,192	1,298	0,280	7,70
10.12.2009	59	0,5	15	162,7					0,277	7,58
14.12.2009	63	0,5	15	96,9	1,165	4,223	5,388	1,347	0,165	7,39
18.12.2009	67	0,5	15	191,1					0,325	6,74
21.12.2009	70	0,5	15	289,4	2,491	3,615	6,106	1,526	0,492	6,47
22.12.2009	71	0,5	15							6,15
Mittelwert:	19		15	171,5	1,8	3,7	5,6	1,4	0,3	7,0
Standardabweichung:			0	60,8	0,5	0,3	0,4	0,1	0,1	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
23.12.2009	72	0,5	10							6,38
25.12.2009	74	0,5	10							6,91
28.12.2009	77	0,5	10							7,36
30.12.2009	79	0,5	10							7,22
02.01.2010	82	0,5	10							7,64
07.01.2010	87	0,5	10	76,7	1,020	5,841	6,862	1,715	0,130	6,19
11.01.2010	91	0,5	10	69,7					0,118	6,61
14.01.2010	94	0,5	10	38,4					0,065	7,53
15.01.2010	95	0,5	10	40,5					0,069	6,21
18.01.2010	98	0,5	10	31,8	0,370	6,557	6,926	1,732	0,054	7,64
Mittelwert:	26		10	51,4	0,7	6,2	6,9	1,7	0,1	7,0
Standardabweichung:			0	18,1	0,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,6

## Anhang 5:

### Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage			Reaktor A					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR01: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
12.10.2009	0		20						0,0
15.10.2009	3	0,5	20	23,26			2,96	44,2	
16.10.2009	4	0,5	20	23,26			2,96	44,2	
19.10.2009	7	0,5	20	24,19			4,71	59,0	
21.10.2009	9	0,5	20	24,19			4,71	59,0	
22.10.2009	10	0,5	20	4,59			5,94	77,4	
23.10.2009	11	0,5	20	4,59			5,94	77,4	
26.10.2009	14	0,5	20	2,42		33,5	7,11	87,9	
27.10.2009	15	0,5	20	2,42		33,5	7,11	87,9	
30.10.2009	18	0,5	20	1,08	5,58	55,3	6,73	84,0	61,7
02.11.2009	21	0,5	20	1,02	1,54	56,8	7,22	87,4	59,3
06.11.2009	25	0,5	20	0,72	0,77	55,8	6,88	85,8	57,3
09.11.2009	28	0,5	20	0,85	0,35	64,9	7,71	94,0	66,1
12.11.2009	31	0,5	20	0,25	0,29	65,4	7,46	102,1	65,9
16.11.2009	35	0,5	20	0,77	0,22	69,4	7,29	106,6	70,4
20.11.2009	39	0,5	20	0,82	0,14	73,5	7,27	117,2	74,4
23.11.2009	42	0,5	20	0,89	0,13	90,2	6,88	127,8	91,3
26.11.2009	45	0,5	20	0,61	0,08	88,6	6,43	125,7	89,3
Mittelwert:			20	1,6	1,01	62,5	6,9	97,0	70,6
Standardabweichung:			0	1,4	1,67	17,7	0,5	16,7	11,6
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR02: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
03.12.2009	52	0,5	15	0,66	0,28	85,8	5,00	131,9	86,7
07.12.2009	56	0,5	15	1,06	0,19	83,8	4,55	117,1	85,0
10.12.2009	59	0,5	15	0,89	0,47	82,0	5,87	131,8	83,4
14.12.2009	63	0,5	15	0,96	0,37	93,3	6,11	130,2	94,6
18.12.2009	67	0,5	15	0,83	0,29	85,7	6,56	135,4	86,8
21.12.2009	70	0,5	15	1,92	0,24	73,3	7,04	129,3	75,5
22.12.2009	71	0,5	15						
Mittelwert:	19		15	1,1	0,31	84,0	5,9	129	85
Standardabweichung:			0	0,4	0,09	5,9	0,9	6	6
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR03: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
23.12.2009	72	0,5	10						
25.12.2009	74	0,5	10						
28.12.2009	77	0,5	10						
30.12.2009	79	0,5	10						
02.01.2010	82	0,5	10						
07.01.2010	87	0,5	10	2,66	0,86	88,9	8,59	140,2	92,4
11.01.2010	91	0,5	10	5,58	0,21	102,5	7,20	128,3	108,3
14.01.2010	94	0,5	10	14,47	0,49	103,1	7,24	162,3	118,1
15.01.2010	95	0,5	10	3,33	0,13	107,6	7,06	150,0	111,1
18.01.2010	98	0,5	10	0,96	0,39	88,5	4,63	126,0	89,8
Mittelwert:	26		10	5,4	0,41	98,1	6,9	141	104
Standardabweichung:			0	4,8	0,25	7,9	1,3	14	11

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	Reaktor B								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	1,3	67,9	0,29	0,36	0,11	19,6	
16.10.2009	4	0,5	20	1,3	67,9	0,29	0,36	0,11	19,6	
19.10.2009	7	0,5	20	1,3	67,9	0,29	0,36	0,10	21,2	
21.10.2009	9	0,5	20	1,3	67,9	0,29	0,36	0,10	21,2	
22.10.2009	10	0,5	20	1,3	67,9	0,23	0,29	0,09	24,9	
23.10.2009	11	0,5	20	1,3	67,9	0,23	0,29	0,09	24,9	
26.10.2009	14	0,5	20	1,3	67,9	0,26	0,32	0,09	20,7	
27.10.2009	15	0,5	20	1,3	67,9	0,26	0,32	0,09	20,7	
30.10.2009	18	0,5	20	1,3	67,9	0,26	0,32	0,09	17,9	
02.11.2009	21	0,5	20	1,4	63,1	0,25	0,31	0,09	16,6	
06.11.2009	25	0,5	20	1,4	63,1	0,31	0,39	0,09	14,5	
09.11.2009	28	0,5	20	1,4	63,1	0,27	0,33	0,08	15,4	16
12.11.2009	31	0,5	20	1,4	63,1	0,17	0,21	0,10	13,8	
16.11.2009	35	0,5	20	1,4	63,1	0,22	0,27	0,11	15,2	
20.11.2009	39	0,5	20	1,4	63,1	0,27	0,34	0,13	17,4	
23.11.2009	42	0,5	20	1,4	63,1	0,24	0,30	0,13	14,5	
26.11.2009	45	0,5	20	1,4	63,1	0,20	0,25	0,12	14,1	
Mittelwert:			20	1,3		0,25	0,32	0,10	17,7	16,0
Standardabweichung:			0	0,0		0,04	0,04	0,01	3,8	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E								*	*	
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
03.12.2009	52	0,5	15	1,4	63,1	0,29	0,36	0,11	14,3	
07.12.2009	56	0,5	15	1,4	63,1	0,27	0,34	0,13	26,8	25
10.12.2009	59	0,5	15	1,4	63,1	0,28	0,35	0,14	28,1	
14.12.2009	63	0,5	15	1,4	63,1	0,15	0,18	0,12	15,7	
18.12.2009	67	0,5	15	1,4	63,1	0,17	0,22	0,14	16,8	
21.12.2009	70	0,5	15	1,4	63,1	0,18	0,23	0,14	17,1	
22.12.2009	71	0,5	15					0,00		
Mittelwert:	19		15	1,4	63,1	0,22	0,28	0,11	19,8	25,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,06	0,07	0,05	5,5	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
23.12.2009	72	0,5	10							
25.12.2009	74	0,5	10							
28.12.2009	77	0,5	10							
30.12.2009	79	0,5	10							
02.01.2010	82	0,5	10							
07.01.2010	87	0,5	10	1,4	63,1	0,19	0,23	0,15	16,3	37
11.01.2010	91	0,5	10	1,4	63,1	0,41	0,51	0,18	20,4	
14.01.2010	94	0,5	10	1,4	63,1	0,24	0,30	0,17	18,0	
15.01.2010	95	0,5	10	1,4	63,1	0,29	0,36	0,12	16,5	37
18.01.2010	98	0,5	10	1,4	63,1	0,28	0,35	0,12	17,3	
Mittelwert:	26		10	1,4	63,1	0,28	0,35	0,15	17,7	37,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,07	0,09	0,03	1,5	0,0

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	Reaktor B								
		vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSB5</sub>	T	OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. Im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,68 L Wa.	[g oTS] auf 1523 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: B <sub>A,BSB5</sub> = 0,5 g BSB <sub>g</sub>										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	379,69					0,494	8,52
16.10.2009	4	0,5	20	116,1	0,591	0,385	0,976	0,244	0,151	8,52
19.10.2009	7	0,5	20	108,6	1,259	0,425	1,683	0,421	0,141	8,14
21.10.2009	9	0,5	20	107,5	0,825	0,688	1,514	0,378	0,140	8,14
22.10.2009	10	0,5	20	77,9	1,027	0,983	2,010	0,502	0,101	7,55
23.10.2009	11	0,5	20	67,6	0,634	1,027	1,661	0,415	0,088	7,55
26.10.2009	14	0,5	20	31,4	0,485	0,932	1,417	0,354	0,041	7,20
27.10.2009	15	0,5	20	47,7	0,798	1,039	1,838	0,459	0,062	7,20
30.10.2009	18	0,5	20	31,6	0,472	1,647	2,119	0,530	0,041	7,29
02.11.2009	21	0,5	20	25,6	0,452	2,128	2,580	0,645	0,036	7,09
06.11.2009	25	0,5	20	75,8	1,252	2,599	3,851	0,963	0,106	7,09
09.11.2009	28	0,5	20	93,5	1,263	2,285	3,548	0,887	0,131	5,94
12.11.2009	31	0,5	20	78,2	1,091	2,554	3,645	0,911	0,109	7,29
16.11.2009	35	0,5	20	175,1	1,773	2,490	4,263	1,066	0,245	7,22
20.11.2009	39	0,5	20	148,3	1,690	2,640	4,330	1,082	0,208	6,56
23.11.2009	42	0,5	20	155,7	1,765	2,356	4,121	1,030	0,218	6,39
26.11.2009	45	0,5	20	59,7	0,854	2,426	3,281	0,820	0,084	6,98
Mittelwert:			20	82,2	1,043	1,931	2,974	0,744	0,113	7,0
Standardabweichung:			0	47,1	0,465	0,670	1,027	0,257	0,067	0,4
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: B <sub>A,BSB5</sub> = 0,5 g BSB <sub>g</sub>										
03.12.2009	52	0,5	15	153,4					0,215	7,18
07.12.2009	56	0,5	15	174,2	1,961	3,001	4,961	1,240	0,244	7,64
10.12.2009	59	0,5	15	182,6					0,256	7,69
14.12.2009	63	0,5	15	79,1	1,057	3,897	4,954	1,238	0,111	7,46
18.12.2009	67	0,5	15	192,2					0,269	6,84
21.12.2009	70	0,5	15	139,6	1,325	4,369	5,694	1,424	0,195	6,24
22.12.2009	71	0,5	15							6,26
Mittelwert:	19		15	153,5	1,447	3,755	5,203	1,301	0,2	7,0
Standardabweichung:			0	37,6	0,379	0,568	0,347	0,087	0,1	0,6
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: B <sub>A,BSB5</sub> = 0,5 g BSB <sub>g</sub>										
23.12.2009	72	0,5	10							5,56
25.12.2009	74	0,5	10							7,12
28.12.2009	77	0,5	10							7,38
30.12.2009	79	0,5	10							6,95
02.01.2010	82	0,5	10							7,42
07.01.2010	87	0,5	10	53,9	0,947	6,074	7,020	1,755	0,075	5,89
11.01.2010	91	0,5	10	22					0,031	6,62
14.01.2010	94	0,5	10	41,4					0,058	6,42
15.01.2010	95	0,5	10	129,3					0,181	6,09
18.01.2010	98	0,5	10	47,2	0,678	7,279	7,956	1,989	0,066	7,63
Mittelwert:	26		10	58,8	0,812	6,676	7,488	1,872	0,1	6,7
Standardabweichung:			0	36,8	0,134	0,602	0,468	0,117	0,1	0,7



### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor B					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR01: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
12.10.2009	0		20						0,0
15.10.2009	3	0,5	20	16,18			2,81	42,1	16,2
16.10.2009	4	0,5	20	16,18			2,81	42,1	16,2
19.10.2009	7	0,5	20	43,63			5,18	69,2	43,6
21.10.2009	9	0,5	20	43,63			5,18	69,2	43,6
22.10.2009	10	0,5	20	2,09			6,49	83,2	
23.10.2009	11	0,5	20	2,09			6,49	83,2	
26.10.2009	14	0,5	20	0,67		58,3	7,53	86,1	
27.10.2009	15	0,5	20	0,67		58,3	7,53	86,1	
30.10.2009	18	0,5	20	0,97	0,79	60,0	6,8	83,2	61,8
02.11.2009	21	0,5	20	0,91	0,36	62,5	6,79	88,7	63,8
06.11.2009	25	0,5	20	0,70	0,30	63,4	7,08	89,5	64,3
09.11.2009	28	0,5	20	1,29	0,35	67,7	8,23	98,9	69,4
12.11.2009	31	0,5	20	0,20	0,25	67,7	7,54	106,9	68,1
16.11.2009	35	0,5	20	0,73	0,21	71,9	7,2	113,5	72,8
20.11.2009	39	0,5	20	2,02	0,30	80,7	7,58	119,3	83,0
23.11.2009	42	0,5	20	0,81	0,13	93,0	6,97	130,2	93,9
26.11.2009	45	0,5	20	0,55	0,06	87,7	6,26	125,6	88,3
Mittelwert:			20	1,1	0,30	70,1	7,1	99,6	73,9
Standardabweichung:			0	0,6	0,19	11,5	0,5	16,7	11,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR02: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
03.12.2009	52	0,5	15	0,59	0,22	91,8	5	135,2	92,6
07.12.2009	56	0,5	15	0,96	0,17	84,6	4,59	121,2	85,8
10.12.2009	59	0,5	15	0,79	0,37	93,8	5,82	132,8	94,9
14.12.2009	63	0,5	15	0,99	0,30	93,8	5,97	131,0	95,1
18.12.2009	67	0,5	15	0,92	0,23	87,6	6,54	137,6	88,7
21.12.2009	70	0,5	15	2,16	0,19	85,6	7,05	129,3	88,0
22.12.2009	71	0,5	15						
Mittelwert:	19		15	1,1	0,25	89,5	5,8	131	91
Standardabweichung:			0	0,5	0,07	3,7	0,8	5	4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR03: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
23.12.2009	72	0,5	10						
25.12.2009	74	0,5	10						
28.12.2009	77	0,5	10						
30.12.2009	79	0,5	10						
02.01.2010	82	0,5	10						
07.01.2010	87	0,5	10	1,06	0,05	88,7	8,85	134,9	89,8
11.01.2010	91	0,5	10	5,88	0,20	100,0	6,72	127,1	106,0
14.01.2010	94	0,5	10	5,33	0,23	110,4	7,23	159,8	116,0
15.01.2010	95	0,5	10	1,27	0,09	107,6	5,87	150,9	108,9
18.01.2010	98	0,5	10	0,63	0,13	93,4	4,58	131,6	94,1
Mittelwert:	26		10	2,8	0,14	100,0	6,7	141	103
Standardabweichung:			0	2,3	0,07	8,2	1,4	12	10

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor C						
				Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH_4-N}$	TOC	CSB
		$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[L/d]$	$[h]$	$[g/d]$	$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[g\ NH_4-N/(m^2 \cdot d)]$	$[mg/L]$	$[mg/L]$
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR01: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	1	90,2	0,22	0,37	0,11	19,2	
16.10.2009	4	0,5	20	1	90,2	0,22	0,37	0,11	19,2	
19.10.2009	7	0,5	20	1	90,2	0,22	0,37	0,11	22,5	
21.10.2009	9	0,5	20	1	90,2	0,22	0,37	0,11	22,5	
22.10.2009	10	0,5	20	1	90,2	0,18	0,30	0,10	24,1	
23.10.2009	11	0,5	20	1	90,2	0,18	0,30	0,10	24,1	
26.10.2009	14	0,5	20	1	90,2	0,20	0,33	0,09	19,5	
27.10.2009	15	0,5	20	1	90,2	0,20	0,33	0,09	19,5	
30.10.2009	18	0,5	20	1	90,2	0,20	0,33	0,09	18,6	
02.11.2009	21	0,5	20	1,3	69,4	0,23	0,38	0,11	17,1	
06.11.2009	25	0,5	20	1,3	69,4	0,29	0,48	0,11	14,0	
09.11.2009	28	0,5	20	1,3	69,4	0,25	0,41	0,10	15,8	11
12.11.2009	31	0,5	20	1,3	69,4	0,15	0,26	0,13	16,4	
16.11.2009	35	0,5	20	1,3	69,4	0,20	0,34	0,14	17,0	
20.11.2009	39	0,5	20	1,3	69,4	0,25	0,42	0,16	13,4	
23.11.2009	42	0,5	20	1,3	69,4	0,22	0,37	0,16	14,6	
26.11.2009	45	0,5	20	1,3	69,4	0,18	0,31	0,15	16,4	
Mittelwert:			20	1,1	80,4	0,21	0,36	0,12	17,7	11,0
Standardabweichung:			0	0,1	10,4	0,03	0,05	0,02	3,3	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR02: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
03.12.2009	52	0,5	15	1,3	69,4	0,27	0,44	0,13	17,3	
07.12.2009	56	0,5	15	1,3	69,4	0,25	0,42	0,16	20,0	11
10.12.2009	59	0,5	15	1,3	69,4	0,26	0,44	0,18	17,5	
14.12.2009	63	0,5	15	1,3	69,4	0,14	0,23	0,14	14,3	
18.12.2009	67	0,5	15	1,3	69,4	0,16	0,27	0,17	17,2	
21.12.2009	70	0,5	15	1,3	69,4	0,17	0,28	0,17	19,5	
22.12.2009	71	0,5	15							
Mittelwert:	19		15	1,3	69,4	0,21	0,34	0,16	17,6	11,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,05	0,09	0,02	1,8	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR03: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
23.12.2009	72	0,5	10							
25.12.2009	74	0,5	10							
28.12.2009	77	0,5	10							
30.12.2009	79	0,5	10							
02.01.2010	82	0,5	10							
07.01.2010	87	0,5	10	1,3	69,4	0,17	0,29	0,19	18,6	37
11.01.2010	91	0,5	10	1,3	69,4	0,38	0,64	0,22	21,8	
14.01.2010	94	0,5	10	1,3	69,4	0,22	0,37	0,22	16,4	
15.01.2010	95	0,5	10	1,3	69,4	0,27	0,44	0,14	19,8	32
18.01.2010	98	0,5	10	1,3	69,4	0,26	0,44	0,15	18,7	
Mittelwert:	26		10	1,3	69,4	0,26	0,44	0,18	19,1	34,5
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,07	0,11	0,03	1,8	2,5

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	Reaktor C						
				OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. Im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,76 L Wa.	[g oTS] auf 1142 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BSB										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	581,0					0,581	8,57
16.10.2009	4	0,5	20	62,0	0,31	0,19	0,50	0,124	0,062	8,57
19.10.2009	7	0,5	20	37,6	0,58	0,24	0,82	0,205	0,038	8,33
21.10.2009	9	0,5	20	20,6	0,34	0,37	0,71	0,178	0,021	8,33
22.10.2009	10	0,5	20	17,2	0,46	0,60	1,06	0,266	0,017	7,96
23.10.2009	11	0,5	20	21,1	0,31	0,70	1,01	0,253	0,021	7,96
26.10.2009	14	0,5	20	13,9	0,29	0,65	0,94	0,236	0,014	7,41
27.10.2009	15	0,5	20	19,5	0,54	0,89	1,43	0,358	0,020	7,41
30.10.2009	18	0,5	20	16,0	0,23	1,22	1,46	0,364	0,016	7,26
02.11.2009	21	0,5	20	14,0	0,22	1,63	1,85	0,461	0,018	7,32
06.11.2009	25	0,5	20	22,3	0,51	1,88	2,39	0,598	0,029	7,30
09.11.2009	28	0,5	20	21,2	0,52	1,86	2,38	0,596	0,028	6,59
12.11.2009	31	0,5	20	18,9	0,47	2,05	2,52	0,629	0,025	7,43
16.11.2009	35	0,5	20	119,6	1,37	2,14	3,51	0,879	0,155	7,35
20.11.2009	39	0,5	20	117,4	1,47	2,59	4,06	1,014	0,153	6,51
23.11.2009	42	0,5	20	122,4	1,60	2,32	3,91	0,979	0,159	6,35
26.11.2009	45	0,5	20	58,4	0,85	2,08	2,93	0,733	0,076	7,00
Mittelwert:			20	44,8	0,682	1,584	2,266	0,567	0,056	7,2
Standardabweichung:			0	42,5	0,467	0,662	1,049	0,262	0,057	0,5
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BSB										
03.12.2009	52	0,5	15	91,5	0,94				0,119	7,19
07.12.2009	56	0,5	15	162,3	1,94	2,41	4,34	1,086	0,211	7,62
10.12.2009	59	0,5	15	256,7	2,32				0,334	7,65
14.12.2009	63	0,5	15	138,1	1,58	3,10	4,68	1,170	0,180	7,37
18.12.2009	67	0,5	15	211,3	2,36				0,275	6,70
21.12.2009	70	0,5	15	150,5	1,51	3,33	4,85	1,211	0,196	6,36
22.12.2009	71	0,5	15							6,42
Mittelwert:	19		15	168,4	1,775	2,947	4,623	1,156	0,219	7,0
Standardabweichung:			0	53,0	0,494	0,394	0,209	0,052	0,069	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BSB										
23.12.2009	72	0,5	10							6,87
25.12.2009	74	0,5	10							7,17
28.12.2009	77	0,5	10							7,38
30.12.2009	79	0,5	10							7,35
02.01.2010	82	0,5	10							7,47
07.01.2010	87	0,5	10	42,8	0,62	5,79	6,41	1,603	0,056	6,24
11.01.2010	91	0,5	10	25,3					0,033	7,14
14.01.2010	94	0,5	10	28,2					0,037	6,39
15.01.2010	95	0,5	10	54,1					0,070	6,12
18.01.2010	98	0,5	10	17,7	0,37	5,95	6,32	1,581	0,023	7,51
Mittelwert:	26		10	33,6	0,496	5,872	6,368	1,592	0,044	7,0
Standardabweichung:			0	13,1	0,124	0,079	0,045	0,011	0,017	0,5

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor C					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR01: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
12.10.2009	0		20						
15.10.2009	3	0,5	20	16,49			2,71	37,4	
16.10.2009	4	0,5	20	16,49			2,71	37,4	
19.10.2009	7	0,5	20	14,16			5,02	61,8	
21.10.2009	9	0,5	20	14,16			5,02	61,8	
22.10.2009	10	0,5	20	7,40			6,23	75,9	
23.10.2009	11	0,5	20	7,40			6,23	75,9	
26.10.2009	14	0,5	20	0,61		60,8	7,36	85,5	
27.10.2009	15	0,5	20	0,61		60,8	7,36	85,5	
30.10.2009	18	0,5	20	1,03	1,86	60,8	7,04	86,1	63,6
02.11.2009	21	0,5	20	0,96	1,03	64,8	7,02	92,5	66,7
06.11.2009	25	0,5	20	0,81	0,58	60,1	7,01	89,9	61,5
09.11.2009	28	0,5	20	1,68	0,30	66,2	7,95	99,9	68,2
12.11.2009	31	0,5	20	0,23	0,26	67,0	7,68	104,8	67,5
16.11.2009	35	0,5	20	0,81	0,28	70,4	7,51	114,1	71,5
20.11.2009	39	0,5	20	0,72	0,19	82,8	7,96	120,5	83,7
23.11.2009	42	0,5	20	0,96	0,15	95,1	7,37	132,2	96,2
26.11.2009	45	0,5	20	0,71	0,11	91,4	6,77	126,4	92,2
Mittelwert:			20	1,8	0,53	70,9	7,2	99,2	74,6
Standardabweichung:			0	2,4	0,54	12,2	0,5	18,2	12,1
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR02: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
03.12.2009	52	0,5	15	0,66	1,15	86,0	5,42	135,8	87,7
07.12.2009	56	0,5	15	1,05	0,54	56,2	4,74	116,8	57,8
10.12.2009	59	0,5	15	0,87	0,69	86,3	5,92	128,9	87,8
14.12.2009	63	0,5	15	0,96	0,51	89,4	6,06	131,8	90,8
18.12.2009	67	0,5	15	0,98	0,32	74,7	6,70	138,1	76,0
21.12.2009	70	0,5	15	2,47	0,27	78,1	7,02	130,6	80,9
22.12.2009	71	0,5	15						
Mittelwert:	19		15	1,2	0,58	78,5	6,0	130	80
Standardabweichung:			0	0,6	0,29	11,1	0,8	7	11
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR03: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
23.12.2009	72	0,5	10						
25.12.2009	74	0,5	10						
28.12.2009	77	0,5	10						
30.12.2009	79	0,5	10						
02.01.2010	82	0,5	10						
07.01.2010	87	0,5	10	3,83	1,25	76,4	8,24	128,5	81,4
11.01.2010	91	0,5	10	7,20	0,36	95,5	6,50	120,0	103,1
14.01.2010	94	0,5	10	6,65	0,38	101,0	7,33	151,6	108,0
15.01.2010	95	0,5	10	2,25	0,12	104,5	7,30	141,4	106,9
18.01.2010	98	0,5	10	0,79	0,19	92,2	4,87	125,3	93,2
Mittelwert:	26		10	4,1	0,46	93,9	6,8	133	99
Standardabweichung:			0	2,5	0,41	9,7	1,1	12	10

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	Reaktor D								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	0,6	153,6	0,13	0,33	0,10	15,7	
16.10.2009	4	0,5	20	0,6	153,6	0,13	0,33	0,10	15,7	
19.10.2009	7	0,5	20	0,6	153,6	0,13	0,33	0,09	18,5	
21.10.2009	9	0,5	20	0,6	153,6	0,13	0,33	0,09	18,5	
22.10.2009	10	0,5	20	0,6	153,6	0,11	0,27	0,09	19,3	
23.10.2009	11	0,5	20	0,6	153,6	0,11	0,27	0,09	19,3	
26.10.2009	14	0,5	20	0,6	153,6	0,12	0,29	0,08	19,8	
27.10.2009	15	0,5	20	0,6	153,6	0,12	0,29	0,08	19,8	
30.10.2009	18	0,5	20	0,6	153,6	0,12	0,29	0,08	16,1	
02.11.2009	21	0,5	20	0,9	102,4	0,16	0,39	0,12	13,8	
06.11.2009	25	0,5	20	0,9	102,4	0,20	0,50	0,11	13,6	
09.11.2009	28	0,5	20	0,9	102,4	0,17	0,43	0,10	12,5	16
12.11.2009	31	0,5	20	0,9	102,4	0,11	0,27	0,13	13,1	
16.11.2009	35	0,5	20	0,9	102,4	0,14	0,35	0,14	16,5	
20.11.2009	39	0,5	20	0,9	102,4	0,18	0,44	0,16	14,2	
23.11.2009	42	0,5	20	0,9	102,4	0,16	0,39	0,16	13,6	
26.11.2009	45	0,5	20	0,9	102,4	0,13	0,32	0,16	14,0	
Mittelwert:			20	0,7	129,5	0,14	0,34	0,11	15,8	16,0
Standardabweichung:			0	0,1	25,6	0,03	0,06	0,03	2,7	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
03.12.2009	52	0,5	15	0,9	102,4	0,18	0,46	0,14	17,5	
07.12.2009	56	0,5	15	0,9	102,4	0,17	0,43	0,17	18,2	29
10.12.2009	59	0,5	15	0,9	102,4	0,18	0,45	0,18	14,6	
14.12.2009	63	0,5	15	0,9	102,4	0,09	0,24	0,15	16,1	
18.12.2009	67	0,5	15	0,9	102,4	0,11	0,28	0,18	14,5	
21.12.2009	70	0,5	15	0,9	102,4	0,12	0,29	0,17	18,9	
22.12.2009	71	0,5	15							
Mittelwert:	19		15	0,9	102,4	0,14	0,36	0,17	16,6	29,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,04	0,09	0,02	1,7	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
23.12.2009	72	0,5	10							
25.12.2009	74	0,5	10							
28.12.2009	77	0,5	10							
30.12.2009	79	0,5	10							
02.01.2010	82	0,5	10							
07.01.2010	87	0,5	10	0,9	102,4	0,12	0,30	0,19	17,9	35
11.01.2010	91	0,5	10	0,9	102,4	0,26	0,66	0,23	25,6	
14.01.2010	94	0,5	10	0,9	102,4	0,15	0,38	0,22	15,3	
15.01.2010	95	0,5	10	0,9	102,4	0,18	0,46	0,15	20,8	43
18.01.2010	98	0,5	10	0,9	102,4	0,18	0,45	0,16	19,9	
Mittelwert:	26		10	0,9	102,4	0,18	0,45	0,19	19,9	39,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,05	0,12	0,03	3,4	4,0

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	Reaktor D						
				OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. Im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,84 L Wa.	[g oTS] auf 762 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
Versuchsreihe CB-0,5 VR01: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
12.10.2009	0		20							
15.10.2009	3	0,5	20	609,0					0,365	8,46
16.10.2009	4	0,5	20	37,7	0,27	0,14	0,41	0,102	0,023	8,46
19.10.2009	7	0,5	20	46,3	0,70	0,25	0,95	0,237	0,028	8,28
21.10.2009	9	0,5	20	37,9	0,51	0,24	0,74	0,185	0,023	8,28
22.10.2009	10	0,5	20	25,1	0,56	0,32	0,87	0,219	0,015	7,83
23.10.2009	11	0,5	20	28,9	0,41	0,38	0,79	0,197	0,017	7,83
26.10.2009	14	0,5	20	11,3	0,34	0,38	0,71	0,179	0,007	7,35
27.10.2009	15	0,5	20	14,7	0,47	0,48	0,95	0,238	0,009	7,35
30.10.2009	18	0,5	20	15,7	0,26	0,76	1,02	0,255	0,009	7,32
02.11.2009	21	0,5	20	10,9	0,17	1,03	1,20	0,300	0,010	7,27
06.11.2009	25	0,5	20	34,8	0,80	1,14	1,94	0,486	0,031	7,33
09.11.2009	28	0,5	20	54,6	0,96	1,25	2,21	0,553	0,049	6,49
12.11.2009	31	0,5	20	151,6	1,79	1,14	2,92	0,731	0,136	7,35
16.11.2009	35	0,5	20	267,8	2,86	0,94	3,80	0,949	0,241	7,29
20.11.2009	39	0,5	20	198,5	2,17	0,84	3,00	0,750	0,179	6,61
23.11.2009	42	0,5	20	162,1	1,83	0,95	2,78	0,696	0,146	6,57
26.11.2009	45	0,5	20	88,2	1,27	0,99	2,26	0,565	0,079	7,14
Mittelwert:			20	81,9	1,067	0,815	1,882	0,471	0,071	7,2
Standardabweichung:			0	82,0	0,817	0,311	0,989	0,247	0,075	0,4
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-0,5 VR02: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
03.12.2009	52	0,5	15	47,7	0,59				0,043	7,14
07.12.2009	56	0,5	15	123,7	1,53	1,90	3,43	0,857	0,111	7,49
10.12.2009	59	0,5	15	188,5	1,85				0,170	7,60
14.12.2009	63	0,5	15	113,3	1,20	2,11	3,31	0,828	0,102	7,36
18.12.2009	67	0,5	15	222,9	3,12				0,201	6,78
21.12.2009	70	0,5	15	175,8	2,12	2,30	4,42	1,105	0,158	6,36
22.12.2009	71	0,5	15							6,23
Mittelwert:	19		15	145,3	1,735	2,102	3,720	0,930	0,131	7,0
Standardabweichung:			0	57,5	0,787	0,166	0,498	0,124	0,052	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR03: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
23.12.2009	72	0,5	10							6,75
25.12.2009	74	0,5	10							7,18
28.12.2009	77	0,5	10							7,39
30.12.2009	79	0,5	10							7,24
02.01.2010	82	0,5	10							7,19
07.01.2010	87	0,5	10	74,4	1,00	3,88	4,88	1,219	0,067	6,94
11.01.2010	91	0,5	10	27,1					0,024	7,08
14.01.2010	94	0,5	10	29,3					0,026	6,72
15.01.2010	95	0,5	10	39,7					0,036	6,16
18.01.2010	98	0,5	10	16,5	0,37	4,22	4,59	1,147	0,015	7,48
Mittelwert:	26		10	37,4	0,682	4,050	4,732	1,183	0,034	7,0
Standardabweichung:			0	19,9	0,317	0,172	0,145	0,036	0,018	0,4

### Anhang 5: Laborbuch der Laborvers

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	Reaktor D						
			T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR01: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
12.10.2009	0		20						0,0
15.10.2009	3	0,5	20	9,96			1,64	28,6	10,0
16.10.2009	4	0,5	20	9,96			1,64	28,6	10,0
19.10.2009	7	0,5	20	10,73			3,99	58,9	10,7
21.10.2009	9	0,5	20	10,73			3,99	58,9	10,7
22.10.2009	10	0,5	20	3,11			5,30	73,7	
23.10.2009	11	0,5	20	3,11			5,30	73,7	
26.10.2009	14	0,5	20	0,30		62,1	6,55	83,3	
27.10.2009	15	0,5	20	0,30		62,1	6,55	83,3	
30.10.2009	18	0,5	20	0,91	0,57	65,8	6,93	88,2	67,2
02.11.2009	21	0,5	20	0,96	0,32	66,9	7,25	94,0	68,2
06.11.2009	25	0,5	20	0,87	0,24	63,8	7,09	93,2	64,9
09.11.2009	28	0,5	20	0,82	0,23	68,3	7,82	101,6	69,4
12.11.2009	31	0,5	20	0,17	0,20	67,5	7,64	105,8	67,9
16.11.2009	35	0,5	20	0,75	0,18	74,4	7,65	116,0	75,3
20.11.2009	39	0,5	20	0,72	0,32	83,3	7,97	121,9	84,3
23.11.2009	42	0,5	20	0,82	0,24	90,6	7,19	132,8	91,7
26.11.2009	45	0,5	20	0,61	0,15	90,9	6,59	128,7	91,6
Mittelwert:			20	1,0	0,27	72,3	6,9	99,7	75,6
Standardabweichung:			0	0,9	0,12	10,4	0,8	19,3	10,2
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR02: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
03.12.2009	52	0,5	15	0,52	0,35	79,3	5,05	133,3	80,1
07.12.2009	56	0,5	15	1,03	0,29	87,0	4,82	118,4	88,3
10.12.2009	59	0,5	15	0,87	0,41	89,9	5,76	130,1	91,2
14.12.2009	63	0,5	15	0,98	0,34	97,7	5,76	134,2	99,1
18.12.2009	67	0,5	15	0,96	0,29	85,3	6,57	137,7	86,5
21.12.2009	70	0,5	15	2,17	0,26	62,0	7,08	126,0	64,5
22.12.2009	71	0,5	15						
Mittelwert:	19		15	1,1	0,32	83,5	5,8	130	85
Standardabweichung:			0	0,5	0,05	11,1	0,8	6	11
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR03: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
23.12.2009	72	0,5	10						
25.12.2009	74	0,5	10						
28.12.2009	77	0,5	10						
30.12.2009	79	0,5	10						
02.01.2010	82	0,5	10						
07.01.2010	87	0,5	10	11,51	0,88	70,0	7,82	129,4	82,4
11.01.2010	91	0,5	10	8,21	0,33	92,5	6,19	113,8	101,1
14.01.2010	94	0,5	10	8,48	0,27	96,8	7,15	149,6	105,6
15.01.2010	95	0,5	10	4,22	0,08	102,6	6,87	144,4	106,9
18.01.2010	98	0,5	10	1,07	0,18	105,1	5,22	132,1	106,4
Mittelwert:	26		10	6,7	0,35	93,4	6,7	134	100
Standardabweichung:			0	3,6	0,28	12,5	0,9	13	9

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB_5}$ [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	Zulauf									
			T	TOC	CSB	pH-Wert	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
			[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[-]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 5 °C</b>												
21.01.2010	101	0,5	5	128,0		9,28	74,12	0,01	0,0	3,64	110,0	74,1
25.01.2010	105	0,5	5	100,8		9,08	71,01	0,02	0,0	4,03	103,6	71,0
28.01.2010	108	0,5	5	116,7		8,97	76,07	0,02	0,0	4,08	112,0	76,1
01.02.2010	112	0,5	5	108,0	384	8,82	69,61	0,04	0,0	4,91	116,0	69,6
03.02.2010	114	0,5	5	128,3		9,06	73,27	0,01	0,0	3,94	106,2	73,3
05.02.2010	116	0,5	5	131,6		9,06	67,28	0,02	0,0	4,00	108,6	67,3
<b>Mittelwert:</b>	15		5	119	384	9,0	71,9	0,02	0,0	4,1	109	72
<b>Standardabweichung:</b>			0	11	0	0,1	2,9	0,01	0,0	0,4	4	3
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 25 °C</b>												
08.02.2010	119	0,5	25	96,8		8,82	69,69	0,01	0,0	4,98	102,8	69,7
10.02.2010	121	0,5	25	93,9	240	9,30	57,48	0,01	0,0	2,72	92,4	57,5
12.02.2010	123	0,5	25	77,1		9,27	59,42	0,01	0,0	3,34	81,8	59,4
<b>Mittelwert:</b>	4		25	89	240	9,1	62,2	0,0	0,0	3,7	92	62
<b>Standardabweichung:</b>			0	9	0	0,2	5,4	0,0	0,0	1,0	9	5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 30 °C</b>												
17.02.2010	128	0,5	30	83,4		9,30	62,69	0,05	0,0	3,73	99,7	62,7
19.02.2010	130	0,5	30	111,0	330	9,14	94,81	0,03	0,0	2,15	142,2	94,8
22.02.2010	133	0,5	30	104,3		9,31	99,09	0,10	0,0	3,99	123,1	99,2
24.02.2010	135	0,5	30	108,8		9,24	97,61	0,16	0,0	7,34	142,7	97,8
26.02.2010	137	0,5	30	137,0		9,02	99,71	0,02	0,0	4,94	138,2	99,7
<b>Mittelwert:</b>	9		30	109	330	9,2	90,8	0,07	0,0	4,4	129	91
<b>Standardabweichung:</b>			0	17	0	0,1	14,1	0,05	0,0	1,7	16	14
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 20 °C</b>												
<b>neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei Temperaturwechsel von 5 °C auf 25 °C)</b>												
01.03.2010	140	0,5	20	127,8		9,21	101,27	0,03	0,0	6,40	151,2	101,3
04.03.2010	143	0,5	20	142,7		9,09	93,49	0,04	0,0	4,49	132,1	93,5
08.03.2010	147	0,5	20	112,8		9,47	97,69	0,11	1,2	5,72	128,4	99,0
10.03.2010	149	0,5	20	78,2		9,00	87,34	0,02	0,0	2,89	99,6	87,4
12.03.2010	151	0,5	20	125,3		9,06	72,96	0,02	0,0	3,25	120,8	73,0
15.03.2010	154	0,5	20	119,4	320	8,95	83,69	0,05	0,0	4,52	129,2	83,7
17.03.2010	156	0,5	20	100,8		9,34	78,32	0,12	2,2	5,66	119,3	80,7
19.03.2010	158	0,5	20	108,1		9,25	76,77	0,02	0,0	2,86	122,6	76,8
22.03.2010	161	0,5	20	95,1		9,37	75,60	0,02	0,0	3,74	112,4	75,6
24.03.2010	163	0,5	20	110,7		9,10	107,41	0,16	2,8	4,16	140,2	110,3
26.03.2010	165	0,5	20	108,8		9,18	114,41	0,05	0,0	4,92	152,3	114,5
30.03.2010	169	0,5	20	145,2		9,05	87,73	0,00	0,0	5,96	131,8	87,7
01.04.2010	171	0,5	20	144,8	422	9,15	81,59	0,01	0,0	5,33	127,7	81,6
<b>Mittelwert:</b>	31		20,0	116,9	371,0	9,2	89,1	0,05	0,5	4,6	128	90
<b>Standardabweichung:</b>			0,0	19,4	51,0	0,1	12,5	0,05	0,9	1,1	14	13
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 25 °C</b>												
06.04.2010	176	0,5	25	188,3		8,94	95,04	0,08	0,0	5,93	122,1	95,1
09.04.2010	179	0,5	25	97,3		9,15	77,47	0,03	0,0	4,34	98,3	77,5
12.04.2010	182	0,5	25	64,3		8,85	63,16	0,16	0,0	4,43	108,8	63,3
16.04.2010	186	0,5	25	102,3		9,31	73,89	0,08	0,0	4,04	118,9	74,0
19.04.2010	189	0,5	25	128,5		9,13	78,48	0,11	0,0	5,13	108,1	78,6
22.04.2010	196	0,5	25	84,8		9,67	69,84	0,03	0,0	4,25	99,6	69,9
26.04.2010	200	0,5	25	75,3		8,94	53,43	0,16	0,0	2,83	88,5	53,6
30.04.2010	204	0,5	25	89,4	272	9,05	57,24	0,03	0,0	2,91	88,7	57,3
<b>Mittelwert:</b>	28		25	103,8	272,0	9,1	71,1	0,09	0,0	4,2	104	71
<b>Standardabweichung:</b>			0	36,6	0,0	0,2	12,5	0,05	0,0	1,0	12	12
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSB_5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 30 °C</b>												
04.05.2010	207	0,5	30	131,1		7,51	65,96	0,05	0,0	8,76	88,9	66,0
07.05.2010	211	0,5	30	112,8		8,51	63,93	0,04	0,0	8,13	84,0	64,0
11.05.2010	217	0,5	30	49,5		7,96	35,70	0,16	0,0	3,97	58,3	35,8
17.05.2010	221	0,5	30	43,1		8,25	37,41	0,09	0,0	4,43	58,7	37,5
21.05.2010	225	0,5	30	61,5		8,09	38,27	0,09	0,0	5,37	59,6	38,3
<b>Mittelwert:</b>	18		30	79,6		8,1	48,3	0,09	0,0	6,1	70	48
<b>Standardabweichung:</b>			0	35,6		0,3	13,7	0,04	0,0	2,0	14	14



Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor A						
				Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[L/d]$	$[h]$	$[g/d]$	$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[g\ NH_4-N/(m^2 \cdot d)]$	$[mg/L]$	$[mg/L]$
Versuchsreihe CB-0,5 VR04: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
21.01.2010	101	0,5	5	1,7	50,8	0,41	0,41	0,13	18,3	
25.01.2010	105	0,5	5	1,7	50,8	0,33	0,33	0,12	19,6	
28.01.2010	108	0,5	5	1,7	50,8	0,38	0,38	0,13	19,6	
01.02.2010	112	0,5	5	1,7	50,8	0,35	0,35	0,12	17,3	65
03.02.2010	114	0,5	5	1,7	50,8	0,41	0,41	0,12	16,1	
05.02.2010	116	0,5	5	1,7	50,8	0,43	0,43	0,11	17,5	
Mittelwert:	15		5	1,7	50,8	0,38	0,38	0,12	18,1	65,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,04	0,04	0,00	1,3	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR05: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
08.02.2010	119	0,5	25	1,7	50,8	0,31	0,31	0,12	20,0	
10.02.2010	121	0,5	25	1,7	50,8	0,30	0,30	0,10	20,9	38
12.02.2010	123	0,5	25	1,7	50,8	0,25	0,25	0,10	19,7	
Mittelwert:	4		25	1,7	50,8	0,29	0,29	0,11	20,2	38,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,03	0,03	0,01	0,5	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR06: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
17.02.2010	128	0,5	30	1,7	50,8	0,27	0,27	0,11	12,7	
19.02.2010	130	0,5	30	1,7	50,8	0,36	0,36	0,16	18,2	38
22.02.2010	133	0,5	30	1,7	50,8	0,34	0,34	0,17	14,7	
24.02.2010	135	0,5	30	1,7	50,8	0,35	0,35	0,17	20,2	
26.02.2010	137	0,5	30	1,7	50,8	0,44	0,44	0,17	7,2	
Mittelwert:	9		30	1,7	50,8	0,35	0,35	0,15	14,6	38,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,06	0,06	0,02	4,5	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR07: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	1,7	50,8	0,41	0,41	0,17	12,3	
04.03.2010	143	0,5	20	1,7	50,8	0,46	0,46	0,16	22,9	
08.03.2010	147	0,5	20	1,7	50,8	0,36	0,36	0,17	18,5	
10.03.2010	149	0,5	20	1,7	50,8	0,25	0,25	0,15	16,2	
12.03.2010	151	0,5	20	1,7	50,8	0,40	0,40	0,12	16,0	
15.03.2010	154	0,5	20	1,7	50,8	0,39	0,39	0,14	14,4	40
17.03.2010	156	0,5	20	1,7	50,8	0,33	0,33	0,13	20,5	
19.03.2010	158	0,5	20	1,7	50,8	0,35	0,35	0,13	18,3	
22.03.2010	161	0,5	20	1,7	50,8	0,31	0,31	0,13	17,0	
24.03.2010	163	0,5	20	1,7	50,8	0,36	0,36	0,18	16,4	
26.03.2010	165	0,5	20	1,7	50,8	0,35	0,35	0,19	30,7	
30.03.2010	169	0,5	20	1,7	50,8	0,47	0,47	0,15	17,8	
01.04.2010	171	0,5	20	1,7	50,8	0,47	0,47	0,14	19,2	39
Mittelwert:	31		20,0	1,7	50,8	0,38	0,38	0,15	18,5	39,5
Standardabweichung:			0,0	0,0	0,0	0,06	0,06	0,02	4,4	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR08: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
06.04.2010	176	0,5	25	1,7	50,8	0,61	0,61	0,16	32,2	
09.04.2010	179	0,5	25	1,7	50,8	0,31	0,31	0,13	18,8	
12.04.2010	182	0,5	25	1,7	50,8	0,21	0,21	0,11	16,5	
16.04.2010	186	0,5	25	1,7	50,8	0,33	0,33	0,13	12,4	
19.04.2010	189	0,5	25	1,7	50,8	0,42	0,42	0,13	12,4	
22.04.2010	196	0,5	25	1,7	50,8	0,27	0,27	0,12	15,7	
26.04.2010	200	0,5	25	1,7	50,8	0,24	0,24	0,09	18,7	
30.04.2010	204	0,5	25	1,7	50,8	0,29	0,29	0,10	18,5	35
Mittelwert:	28		25	1,7	50,8	0,34	0,34	0,12	18,2	35,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,12	0,12	0,02	5,8	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR09: $B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS$										
04.05.2010	207	0,5	30	1,7	50,8	0,42	0,42	0,11	17,3	
07.05.2010	211	0,5	30	1,7	50,8	0,36	0,36	0,11	26,1	
11.05.2010	217	0,5	30	1,7	50,8	0,16	0,16	0,06	16,3	
17.05.2010	221	0,5	30	1,7	50,8	0,14	0,14	0,06	13,1	
21.05.2010	225	0,5	30	1,7	50,8	0,20	0,20	0,07	15,7	
Mittelwert:	18		30	1,7	50,8	0,26	0,26	0,08	17,7	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,11	0,11	0,02	4,4	

Datum	Tage	Reaktor A								
		vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS]	[g oTS]	[g oTS]	[g oTS/L]	[g TS/d]	[-]
					in 3,6 L Wa.	auf 1904 Stück K1	im Reaktor	je L Reaktor- volumen		
Versuchsreihe CB-0,5 VR04: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
21.01.2010	101	0,5	5	41,8					0,071	8,05
25.01.2010	105	0,5	5	88,3					0,150	8,06
28.01.2010	108	0,5	5	156,3	1,610				0,266	8,11
01.02.2010	112	0,5	5	224,4	2,440	7,602	10,042	2,511	0,381	7,75
03.02.2010	114	0,5	5	223,4					0,380	7,77
05.02.2010	116	0,5	5	200,5	1,923				0,341	7,86
Mittelwert:	15		5	155,8	2,0	7,6	10,0	2,5	0,3	7,9
Standardabweichung:			0	69,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
Versuchsreihe CB-0,5 VR05: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
08.02.2010	119	0,5	25	165,3	2,164				0,281	7,38
10.02.2010	121	0,5	25	103,2	1,287	5,540	6,826	1,707	0,175	7,80
12.02.2010	123	0,5	25	87,9	1,182				0,149	7,98
Mittelwert:	4		25	118,8	1,5	5,5	6,8	1,7	0,2	7,7
Standardabweichung:			0	33,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3
Versuchsreihe CB-0,5 VR06: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
17.02.2010	128	0,5	30	74,3	0,848	3,711	4,560	1,140	0,126	7,86
19.02.2010	130	0,5	30	69,8	0,896				0,119	7,65
22.02.2010	133	0,5	30	90,8	1,033				0,154	7,74
24.02.2010	135	0,5	30	97,8	1,165				0,166	7,72
26.02.2010	137	0,5	30	130,7	1,494	2,049	3,543	0,886	0,222	7,36
Mittelwert:	9		30	92,7	1,1	2,9	4,1	1,0	0,2	7,7
Standardabweichung:			0	21,6	0,2	0,8	0,5	0,1	0,0	0,2
Versuchsreihe CB-0,5 VR07: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	194,8	2,035				0,331	7,78
04.03.2010	143	0,5	20	163,2	2,203				0,277	6,74
08.03.2010	147	0,5	20	154,2	1,846	2,685	4,532	1,133	0,262	7,92
10.03.2010	149	0,5	20	105,6	1,206				0,180	8,09
12.03.2010	151	0,5	20	226,8					0,386	7,64
15.03.2010	154	0,5	20	204,9	2,479				0,348	6,92
17.03.2010	156	0,5	20	195,5	2,472				0,332	7,28
19.03.2010	158	0,5	20	155,8	2,097	1,954	4,051	1,013	0,265	8,37
22.03.2010	161	0,5	20	162,7	1,738				0,277	7,98
24.03.2010	163	0,5	20	136,6	1,597				0,232	7,18
26.03.2010	165	0,5	20	128,7	1,492	1,697	3,189	0,797	0,219	6,84
30.03.2010	169	0,5	20	44,8	0,587				0,076	7,40
01.04.2010	171	0,5	20	116,0	1,649				0,197	8,26
Mittelwert:	31		20,0	153,0	1,8	2,1	3,9	1,0	0,3	7,6
Standardabweichung:			0,0	46,5	0,5	0,4	0,6	0,1	0,1	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR08: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
06.04.2010	176	0,5	25	126,0	1,564				0,214	7,84
09.04.2010	179	0,5	25	72,4	0,822				0,123	7,76
12.04.2010	182	0,5	25	34,2	0,444				0,058	7,33
16.04.2010	186	0,5	25	143,4	1,760	1,893	3,654	0,913	0,244	7,03
19.04.2010	189	0,5	25	137,2	1,560				0,233	6,90
22.04.2010	196	0,5	25	161,8	1,820				0,275	6,96
26.04.2010	200	0,5	25	47,3					0,080	8,23
30.04.2010	204	0,5	25	21,5	0,435	1,849	2,284	0,571	0,037	8,21
Mittelwert:	28		25	93,0	1,2	1,9	3,0	0,7	0,2	7,5
Standardabweichung:			0	51,7	0,6	0,0	0,7	0,2	0,1	0,5
Versuchsreihe CB-0,5 VR09: B <sub>A,BSBS</sub> = 0,5 g BS										
04.05.2010	207	0,5	30	64,2					0,109	8,22
07.05.2010	211	0,5	30	148,4	1,533				0,252	8,57
11.05.2010	217	0,5	30	31,7	0,435	1,556	1,991	0,498	0,054	8,26
17.05.2010	221	0,5	30	12,9	0,294				0,022	8,02
21.05.2010	225	0,5	30	10,4	0,269	1,877	2,145	0,536	0,018	8,01
Mittelwert:	18		30	53,5	0,6	1,7	2,1	0,5	0,1	8,2
Standardabweichung:			0	51,2	0,5	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor A					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
21.01.2010	101	0,5	5	10,34	0,52	73,9	4,91	118,4	84,7
25.01.2010	105	0,5	5	11,04	2,85	64,8	5,66	117,6	78,6
28.01.2010	108	0,5	5	10,11	8,03	64,9	5,98	128,4	82,7
01.02.2010	112	0,5	5	4,67	18,53	57,9	5,81	130,9	80,3
03.02.2010	114	0,5	5	4,17	21,76	53,9	5,80	134,6	78,9
05.02.2010	116	0,5	5	5,13	24,56	49,6	5,41	128,9	78,2
Mittelwert:	15		5	7,6	12,71	60,8	5,6	126	81
Standardabweichung:			0	2,9	9,35	8,0	0,4	6	2
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
08.02.2010	119	0,5	25	0,66	0,21	90,2	7,62	139,6	91,0
10.02.2010	121	0,5	25	0,86	0,25	98,9	7,10	142,0	100,0
12.02.2010	123	0,5	25	0,75	0,22	89,9	6,69	139,4	90,8
Mittelwert:	4		25	0,8	0,23	93,0	7,1	140	94
Standardabweichung:			0	0,1	0,02	4,2	0,4	1	4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
17.02.2010	128	0,5	30	0,66	0,15	102,9	6,49	144,4	103,7
19.02.2010	130	0,5	30	0,72	0,31	112,2	5,05	166,9	113,2
22.02.2010	133	0,5	30	0,82	0,17	135,2	6,24	183,9	136,2
24.02.2010	135	0,5	30	0,87	0,23	133,0	6,72	180,2	134,1
26.02.2010	137	0,5	30	0,82	0,26	130,6	7,40	193,9	131,7
Mittelwert:	9		30	0,8	0,22	122,8	6,4	174	124
Standardabweichung:			0	0,1	0,06	12,9	0,8	17	13
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
<b>neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei</b>									
01.03.2010	140	0,5	20	0,85	0,53	130,9	6,96	196,8	132,3
04.03.2010	143	0,5	20	1,90	0,79	116,1	6,91	165,2	118,7
08.03.2010	147	0,5	20	0,84	0,18	120,3	6,58	159,7	121,3
10.03.2010	149	0,5	20	1,42	0,24	140,8	7,42	186,5	142,5
12.03.2010	151	0,5	20	0,79	0,26	114,0	6,48	172,2	115,1
15.03.2010	154	0,5	20	1,07	0,73	109,0	6,10	158,0	110,8
17.03.2010	156	0,5	20	0,83	0,97	103,7	6,71	156,6	105,5
19.03.2010	158	0,5	20	0,73	0,12	113,1	5,71	152,4	114,0
22.03.2010	161	0,5	20	0,65	1,39	93,5	4,94	135,6	95,5
24.03.2010	163	0,5	20	0,95	2,35	115,9	5,52	148,9	119,1
26.03.2010	165	0,5	20	4,39	2,50	106,6	6,04	166,6	113,4
30.03.2010	169	0,5	20	0,93	1,80	109,2	6,58	159,1	111,8
01.04.2010	171	0,5	20	0,47	1,18	104,6	6,58	145,1	106,2
Mittelwert:	31		20,0	1,2	1,00	113,7	6,3	162	116
Standardabweichung:			0,0	1,0	0,77	11,7	0,6	16	11
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
06.04.2010	176	0,5	25	0,62	0,86	109,4	7,24	158,3	110,9
09.04.2010	179	0,5	25	0,65	0,74	107,3	6,62	132,1	108,6
12.04.2010	182	0,5	25	0,74	0,69	89,4	6,59	131,1	90,7
16.04.2010	186	0,5	25	0,75	0,60	87,6	6,23	135,8	89,0
19.04.2010	189	0,5	25	1,21	0,68	93,6	7,08	133,3	95,5
22.04.2010	196	0,5	25	1,16	0,48	86,6	7,61	132,5	88,2
26.04.2010	200	0,5	25	0,33	0,45	72,2	3,84	113,7	73,0
30.04.2010	204	0,5	25	0,47	0,45	70,3	3,78	110,0	71,2
Mittelwert:	28		25	0,7	0,62	89,5	6,1	131	91
Standardabweichung:			0	0,3	0,14	13,3	1,4	14	13
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
04.05.2010	207	0,5	30	0,56	0,42	74,4	5,30	115,8	75,4
07.05.2010	211	0,5	30	0,58	0,29	72,6	4,22	115,0	73,5
11.05.2010	217	0,5	30	0,26	0,17	55,2	4,38	82,5	55,6
17.05.2010	221	0,5	30	0,24	0,11	52,7	4,75	74,4	53,0
21.05.2010	225	0,5	30	0,31	0,18	47,8	5,56	70,3	48,2
Mittelwert:	18		30	0,4	0,23	60,5	4,8	92	61
Standardabweichung:			0	0,1	0,11	10,9	0,5	20	11

Datum	Tage	Reaktor B								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-0,5 VR04: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
21.01.2010	101	0,5	5	1,4	63,1	0,34	0,43	0,13	15,0	
25.01.2010	105	0,5	5	1,4	63,1	0,27	0,34	0,12	15,7	
28.01.2010	108	0,5	5	1,4	63,1	0,31	0,39	0,13	15,2	
01.02.2010	112	0,5	5	1,4	63,1	0,29	0,36	0,12	17,7	35
03.02.2010	114	0,5	5	1,4	63,1	0,34	0,43	0,13	16,4	
05.02.2010	116	0,5	5	1,4	63,1	0,35	0,44	0,12	15,1	
Mittelwert:	15		5	1,4	63,1	0,32	0,40	0,13	15,8	35,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,03	0,04	0,01	1,0	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR05: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
08.02.2010	119	0,5	25	1,4	63,1	0,26	0,32	0,12	15,3	
10.02.2010	121	0,5	25	1,4	63,1	0,25	0,31	0,10	14,0	28
12.02.2010	123	0,5	25	1,4	63,1	0,21	0,26	0,10	14,6	
Mittelwert:	4		25	1,4	63,1	0,24	0,30	0,11	14,6	28,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,02	0,03	0,01	0,5	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR06: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
17.02.2010	128	0,5	30	1,4	63,1	0,22	0,28	0,11	16,9	
19.02.2010	130	0,5	30	1,4	63,1	0,30	0,37	0,17	21,2	38
22.02.2010	133	0,5	30	1,4	63,1	0,28	0,35	0,17	18,0	
24.02.2010	135	0,5	30	1,4	63,1	0,29	0,36	0,17	17,6	
26.02.2010	137	0,5	30	1,4	63,1	0,36	0,46	0,17	13,1	
Mittelwert:	9		30	1,4	63,1	0,29	0,36	0,16	17,4	38,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,05	0,06	0,02	2,6	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR07: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	1,4	63,1	0,34	0,42	0,18	13,8	
04.03.2010	143	0,5	20	1,4	63,1	0,38	0,47	0,16	21,6	
08.03.2010	147	0,5	20	1,4	63,1	0,30	0,38	0,17	15,2	
10.03.2010	149	0,5	20	1,4	63,1	0,21	0,26	0,15	17,8	
12.03.2010	151	0,5	20	1,4	63,1	0,33	0,42	0,13	17,8	
15.03.2010	154	0,5	20	1,4	63,1	0,32	0,40	0,15	14,0	34
17.03.2010	156	0,5	20	1,4	63,1	0,27	0,34	0,14	16,0	
19.03.2010	158	0,5	20	1,4	63,1	0,29	0,36	0,13	17,7	
22.03.2010	161	0,5	20	1,4	63,1	0,25	0,32	0,13	16,6	
24.03.2010	163	0,5	20	1,4	63,1	0,29	0,37	0,19	14,6	
26.03.2010	165	0,5	20	1,4	63,1	0,29	0,36	0,20	19,5	
30.03.2010	169	0,5	20	1,4	63,1	0,39	0,48	0,15	20,6	
01.04.2010	171	0,5	20	1,4	63,1	0,39	0,48	0,14	21,4	32
Mittelwert:	31		20,0	1,4	63,1	0,31	0,39	0,16	17,4	33,0
Standardabweichung:			0,0	0,0	0,0	0,05	0,06	0,02	2,6	1,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR08: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
06.04.2010	176	0,5	25	1,4	63,1	0,50	0,63	0,17	23,7	
09.04.2010	179	0,5	25	1,4	63,1	0,26	0,32	0,14	17,3	
12.04.2010	182	0,5	25	1,4	63,1	0,17	0,21	0,11	16,1	
16.04.2010	186	0,5	25	1,4	63,1	0,27	0,34	0,13	15,6	
19.04.2010	189	0,5	25	1,4	63,1	0,34	0,43	0,14	17,9	
22.04.2010	196	0,5	25	1,4	63,1	0,23	0,28	0,12	19,1	
26.04.2010	200	0,5	25	1,4	63,1	0,20	0,25	0,09	19,2	
30.04.2010	204	0,5	25	1,4	63,1	0,24	0,30	0,10	17,7	39
Mittelwert:	28		25	1,4	63,1	0,28	0,35	0,12	18,3	39,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,10	0,12	0,02	2,4	0,0
Versuchsreihe CB-0,5 VR09: $B_{A,BSB5} = 0,5$ g BSB <sub>5</sub>										
04.05.2010	207	0,5	30	1,4	63,1	0,35	0,44	0,12	17,0	
07.05.2010	211	0,5	30	1,4	63,1	0,30	0,38	0,11	29,9	
11.05.2010	217	0,5	30	1,4	63,1	0,13	0,16	0,06	21,2	
17.05.2010	221	0,5	30	1,4	63,1	0,11	0,14	0,07	14,1	
21.05.2010	225	0,5	30	1,4	63,1	0,16	0,20	0,07	14,2	
Mittelwert:	18		30	1,4	63,1	0,21	0,26	0,08	19,3	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,09	0,12	0,02	5,9	

Datum	Tage			Reaktor B						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[mg/L]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS/L]$	$[g\ TS/d]$	$[-]$
					in 3,68 L Wa.	auf 1523 Stück K1	im Reaktor	je L Reaktor- volumen		
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
21.01.2010	101	0,5	5	31,7					0,044	7,75
25.01.2010	105	0,5	5	53,6					0,075	7,78
28.01.2010	108	0,5	5	67,4	1,062				0,094	7,82
01.02.2010	112	0,5	5	102,6	1,550	6,625	8,175	2,044	0,144	7,37
03.02.2010	114	0,5	5	131,6					0,184	7,34
05.02.2010	116	0,5	5	155,8	2,251				0,218	7,64
Mittelwert:	15		5	90,5	1,621	6,625	8,175	2,044	0,1	7,6
Standardabweichung:			0	43,7	0,488	0,000	0,000	0,000	0,1	0,2
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
08.02.2010	119	0,5	25	138,2	1,986				0,193	6,75
10.02.2010	121	0,5	25	93,2	1,383	5,838	7,222	1,805	0,130	7,30
12.02.2010	123	0,5	25	88,7	1,208				0,124	7,70
Mittelwert:	4		25	106,7	1,526	5,838	7,222	1,805	0,1	7,3
Standardabweichung:			0	22,3	0,333	0,000	0,000	0,000	0,0	0,4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
17.02.2010	128	0,5	30	78	0,973	3,796	4,769	1,192	0,109	7,72
19.02.2010	130	0,5	30	65,3	0,987				0,091	7,52
22.02.2010	133	0,5	30	68,5	0,943				0,096	7,63
24.02.2010	135	0,5	30	101,4	1,215				0,142	7,69
26.02.2010	137	0,5	30	52,4	0,711	3,190	3,901	0,975	0,073	7,34
Mittelwert:	9		30	73,1	0,966	3,493	4,335	1,084	0,1	7,6
Standardabweichung:			0	16,3	0,160	0,303	0,434	0,108	0,0	0,1
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
<b>neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei</b>										
01.03.2010	140	0,5	20	140,7	1,778				0,197	7,65
04.03.2010	143	0,5	20	202,4	2,396				0,283	6,61
08.03.2010	147	0,5	20	131,6	1,686	4,801	6,487	1,622	0,184	7,77
10.03.2010	149	0,5	20	239,8	2,410				0,336	8,15
12.03.2010	151	0,5	20	254,3					0,356	7,81
15.03.2010	154	0,5	20	226,4	2,644				0,317	6,96
17.03.2010	156	0,5	20	213,1	2,600				0,298	7,09
19.03.2010	158	0,5	20	110,7	1,966	2,726	4,692	1,173	0,155	8,21
22.03.2010	161	0,5	20	185,4	2,076				0,260	7,96
24.03.2010	163	0,5	20	169,2	2,172				0,237	7,02
26.03.2010	165	0,5	20	207,7	2,476	2,051	4,527	1,132	0,291	6,60
30.03.2010	169	0,5	20	226,4	2,388				0,317	6,84
01.04.2010	171	0,5	20	234,5	2,759				0,328	7,99
Mittelwert:	31		20,0	195,6	2,279	3,193	5,235	1,309	0,3	7,4
Standardabweichung:			0,0	43,3	0,329	1,170	0,888	0,222	0,1	0,6
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
06.04.2010	176	0,5	25	397,4	3,567				0,556	7,73
09.04.2010	179	0,5	25	221,4	2,339				0,310	7,65
12.04.2010	182	0,5	25	85,7	1,124				0,120	7,17
16.04.2010	186	0,5	25	84,3	1,297	0,601	1,898	0,475	0,118	6,52
19.04.2010	189	0,5	25	46,2	0,688				0,065	6,34
22.04.2010	196	0,5	25	121,4	1,535				0,170	7,87
26.04.2010	200	0,5	25	168,2	0,000				0,235	8,27
30.04.2010	204	0,5	25	132,9	1,520	0,905	2,425	0,606	0,186	8,22
Mittelwert:	28		25	157,2	1,509	0,753	2,162	0,540	0,2	7,5
Standardabweichung:			0	104,0	1,005	0,152	0,264	0,066	0,1	0,7
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
04.05.2010	207	0,5	30	108,3					0,152	8,09
07.05.2010	211	0,5	30	157,8	1,749				0,221	8,63
11.05.2010	217	0,5	30	71,6	0,930	0,824	1,754	0,439	0,100	8,31
17.05.2010	221	0,5	30	66,4	0,684				0,093	8,04
21.05.2010	225	0,5	30	21,8	0,412	1,110	1,522	0,381	0,031	7,99
Mittelwert:	18		30	85,2	0,944	0,967	1,638	0,410	0,1	8,2
Standardabweichung:			0	45,5	0,500	0,143	0,116	0,029	0,1	0,2

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor B					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
21.01.2010	101	0,5	5	1,82	0,19	92,6	4,43	120,8	94,7
25.01.2010	105	0,5	5	1,60	0,26	85,7	5,14	122,6	87,5
28.01.2010	108	0,5	5	1,09	0,45	88,0	5,33	133,3	89,5
01.02.2010	112	0,5	5	0,67	0,55	81,3	5,78	134,0	82,5
03.02.2010	114	0,5	5	0,77	0,60	82,3	5,61	136,7	83,7
05.02.2010	116	0,5	5	0,65	0,50	77,9	5,27	131,5	79,0
Mittelwert:	15		5	1,1	0,43	84,7	5,3	130	86
Standardabweichung:			0	0,5	0,15	4,8	0,4	6	5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
08.02.2010	119	0,5	25	0,26	0,10	97,1	7,28	147,0	97,5
10.02.2010	121	0,5	25	0,74	0,19	104,9	6,19	151,7	105,9
12.02.2010	123	0,5	25	0,69	0,19	98,7	5,42	149,2	99,6
Mittelwert:	4		25	0,6	0,16	100,3	6,3	149	101
Standardabweichung:			0	0,2	0,04	3,4	0,8	2	4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
17.02.2010	128	0,5	30	0,65	0,13	105,0	6	153,6	105,8
19.02.2010	130	0,5	30	0,76	0,26	115,0	5,8	174,3	116,0
22.02.2010	133	0,5	30	0,72	0,13	143,8	6,29	188,9	144,6
24.02.2010	135	0,5	30	0,75	0,15	135,1	6,84	188,0	136,0
26.02.2010	137	0,5	30	0,83	0,14	142,1	7,61	201,8	143,0
Mittelwert:	9		30	0,7	0,16	128,2	6,5	181	129
Standardabweichung:			0	0,1	0,05	15,5	0,7	16	15
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei									
01.03.2010	140	0,5	20	0,76	0,24	139,8	7,36	204,2	140,8
04.03.2010	143	0,5	20	1,31	0,23	120,2	6,99	168,5	121,8
08.03.2010	147	0,5	20	0,72	0,11	127,5	6,66	168,2	128,4
10.03.2010	149	0,5	20	0,76	0,23	146,3	7,1	192,7	147,3
12.03.2010	151	0,5	20	0,71	0,04	128,8	6,63	179,9	129,6
15.03.2010	154	0,5	20	0,72	0,11	118,4	6,6	166,9	119,2
17.03.2010	156	0,5	20	0,82	0,26	113,4	7,64	165,3	114,5
19.03.2010	158	0,5	20	0,90	0,13	118,0	6,02	165,9	119,0
22.03.2010	161	0,5	20	0,65	0,26	110,0	5,54	146,4	110,9
24.03.2010	163	0,5	20	0,61	0,39	126,9	6,38	153,9	127,9
26.03.2010	165	0,5	20	4,23	0,44	125,7	7,31	174,5	130,3
30.03.2010	169	0,5	20	0,86	0,61	119,6	7,18	166,7	121,0
01.04.2010	171	0,5	20	0,37	0,53	109,4	6,81	152,0	110,3
Mittelwert:	31		20,0	1,0	0,28	123,4	6,8	170	125
Standardabweichung:			0,0	0,9	0,16	10,4	0,6	15	11
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
06.04.2010	176	0,5	25	0,63	0,05	115,7	7,23	169,5	116,4
09.04.2010	179	0,5	25	0,61	0,30	117,2	6,79	143,4	118,1
12.04.2010	182	0,5	25	0,56	0,37	107,5	6,94	148,3	108,4
16.04.2010	186	0,5	25	0,46	0,04	113,4	8,64	169,5	113,9
19.04.2010	189	0,5	25	0,61	0,14	105,9	7,28	185,6	106,7
22.04.2010	196	0,5	25	3,08	15,52	75,4	6,26	148,7	93,3
26.04.2010	200	0,5	25	0,24	0,30	77,7	3,58	124,9	78,3
30.04.2010	204	0,5	25	0,48	0,29	74,6	3,55	119,1	75,3
Mittelwert:	28		25	0,8	2,13	98,4	6,3	151	101
Standardabweichung:			0	0,9	5,06	17,8	1,7	21	16
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
04.05.2010	207	0,5	30	0,57	0,45	74,7	5,02	121,6	75,7
07.05.2010	211	0,5	30	0,60	0,29	75,6	3,41	117,7	76,5
11.05.2010	217	0,5	30	0,26	0,19	60,0	4,03	80,8	60,5
17.05.2010	221	0,5	30	0,26	0,16	54,1	4,77	75,3	54,5
21.05.2010	225	0,5	30	0,34	0,26	49,6	5,67	70,9	50,2
Mittelwert:	18		30	0,4	0,27	62,8	4,6	93	63
Standardabweichung:			0	0,1	0,10	10,6	0,8	22	11

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor C						
				Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[L/d]$	$[h]$	$[g/d]$	$[g\ BSB_g/(m^2 \cdot d)]$	$[g\ NH_4-N/(m^2 \cdot d)]$	$[mg/L]$	$[mg/L]$
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
21.01.2010	101	0,5	5	1,3	69,4	0,32	0,53	0,16	17,1	
25.01.2010	105	0,5	5	1,3	69,4	0,25	0,41	0,15	17,9	
28.01.2010	108	0,5	5	1,3	69,4	0,29	0,48	0,16	16,8	
01.02.2010	112	0,5	5	1,3	69,4	0,27	0,44	0,15	17,8	24
03.02.2010	114	0,5	5	1,3	69,4	0,32	0,53	0,16	15,4	
05.02.2010	116	0,5	5	1,3	69,4	0,33	0,54	0,15	16,8	
Mittelwert:	15		5	1,3	69,4	0,29	0,49	0,16	17,0	24,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,03	0,05	0,01	0,8	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
08.02.2010	119	0,5	25	1,3	69,4	0,24	0,40	0,15	19,8	
10.02.2010	121	0,5	25	1,3	69,4	0,23	0,39	0,12	14,9	37
12.02.2010	123	0,5	25	1,3	69,4	0,19	0,32	0,13	14,0	
Mittelwert:	4		25	1,3	69,4	0,22	0,37	0,13	16,2	37,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,02	0,04	0,01	2,5	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
17.02.2010	128	0,5	30	1,3	69,4	0,21	0,34	0,14	14,0	
19.02.2010	130	0,5	30	1,3	69,4	0,27	0,46	0,21	18,4	30
22.02.2010	133	0,5	30	1,3	69,4	0,26	0,43	0,21	18,1	
24.02.2010	135	0,5	30	1,3	69,4	0,27	0,45	0,21	18,0	
26.02.2010	137	0,5	30	1,3	69,4	0,34	0,56	0,22	13,2	
Mittelwert:	9		30	1,3	69,4	0,27	0,45	0,20	16,3	30,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,04	0,07	0,03	2,2	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	1,3	69,4	0,32	0,53	0,22	16,7	
04.03.2010	143	0,5	20	1,3	69,4	0,35	0,59	0,20	21,1	
08.03.2010	147	0,5	20	1,3	69,4	0,28	0,46	0,21	17,8	
10.03.2010	149	0,5	20	1,3	69,4	0,19	0,32	0,19	22,1	
12.03.2010	151	0,5	20	1,3	69,4	0,31	0,52	0,16	18,7	
15.03.2010	154	0,5	20	1,3	69,4	0,29	0,49	0,18	15,6	37
17.03.2010	156	0,5	20	1,3	69,4	0,25	0,41	0,17	18,6	
19.03.2010	158	0,5	20	1,3	69,4	0,27	0,45	0,17	16,9	
22.03.2010	161	0,5	20	1,3	69,4	0,23	0,39	0,16	19,6	
24.03.2010	163	0,5	20	1,3	69,4	0,27	0,46	0,23	17,2	
26.03.2010	165	0,5	20	1,3	69,4	0,27	0,45	0,25	21,0	
30.03.2010	169	0,5	20	1,3	69,4	0,36	0,60	0,19	19,4	
01.04.2010	171	0,5	20	1,3	69,4	0,36	0,60	0,18	18,6	37
Mittelwert:	31		20,0	1,3	69,4	0,29	0,48	0,19	18,7	37,0
Standardabweichung:			0,0	0,0	0,0	0,05	0,08	0,03	1,8	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
06.04.2010	176	0,5	25	1,3	69,4	0,47	0,78	0,21	39,5	
09.04.2010	179	0,5	25	1,3	69,4	0,24	0,40	0,17	25,0	
12.04.2010	182	0,5	25	1,3	69,4	0,16	0,26	0,14	19,1	
16.04.2010	186	0,5	25	1,3	69,4	0,25	0,42	0,16	17,5	
19.04.2010	189	0,5	25	1,3	69,4	0,32	0,53	0,17	17,4	
22.04.2010	196	0,5	25	1,3	69,4	0,21	0,35	0,15	19,0	
26.04.2010	200	0,5	25	1,3	69,4	0,19	0,31	0,12	20,6	
30.04.2010	204	0,5	25	1,3	69,4	0,22	0,37	0,12	17,0	39
Mittelwert:	28		25	1,3	69,4	0,26	0,43	0,15	21,9	39,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,09	0,15	0,03	7,1	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
04.05.2010	207	0,5	30	1,3	69,4	0,32	0,54	0,14	18,0	
07.05.2010	211	0,5	30	1,3	69,4	0,28	0,46	0,14	27,2	
11.05.2010	217	0,5	30	1,3	69,4	0,12	0,20	0,08	21,6	
17.05.2010	221	0,5	30	1,3	69,4	0,11	0,18	0,08	12,7	
21.05.2010	225	0,5	30	1,3	69,4	0,15	0,25	0,08	12,6	
Mittelwert:	18		30	1,3	69,4	0,20	0,33	0,10	18,4	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,09	0,15	0,03	5,5	

Datum	Tage			Reaktor C						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		$[g\ BSB_f/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[mg/L]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS]$	$[g\ oTS/L]$	$[g\ TS/d]$	$[-]$
					in 3,76 L Wa.	auf 1142 Stück K1	im Reaktor	je L Reaktor- volumen		
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
21.01.2010	101	0,5	5	25,6					0,033	7,85
25.01.2010	105	0,5	5	58,9					0,077	7,77
28.01.2010	108	0,5	5	96,3	1,26				0,125	7,68
01.02.2010	112	0,5	5	117,4	1,78	6,04	7,82	1,954	0,153	7,34
03.02.2010	114	0,5	5	115,3					0,150	7,39
05.02.2010	116	0,5	5	127,5	1,76				0,166	7,60
Mittelwert:	15		5	90,2	1,601	6,038	7,816	1,954	0,117	7,6
Standardabweichung:			0	36,4	0,240	0,000	0,000	0,000	0,047	0,2
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
08.02.2010	119	0,5	25	170,1	2,21				0,221	6,86
10.02.2010	121	0,5	25	86,4	0,83	5,31	6,14	1,536	0,112	7,51
12.02.2010	123	0,5	25	17,5	0,37				0,023	7,69
Mittelwert:	4		25	91,3	1,137	5,310	6,142	1,536	0,119	7,4
Standardabweichung:			0	62,4	0,779	0,000	0,000	0,000	0,081	0,4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
17.02.2010	128	0,5	30	82,5	1,05	4,68	5,74	1,434	0,107	7,63
19.02.2010	130	0,5	30	115,7	1,55				0,150	7,10
22.02.2010	133	0,5	30	164,2	1,86				0,213	7,20
24.02.2010	135	0,5	30	120,8	1,41				0,157	7,48
26.02.2010	137	0,5	30	105,6	1,45	2,23	3,68	0,919	0,137	6,90
Mittelwert:	9		30	117,8	1,465	3,454	4,706	1,177	0,153	7,3
Standardabweichung:			0	26,7	0,259	1,228	1,030	0,257	0,035	0,3
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	185,2	2,28				0,241	7,39
04.03.2010	143	0,5	20	181,9	2,45				0,236	6,54
08.03.2010	147	0,5	20	94,6	1,70	1,04	2,74	0,685	0,123	7,82
10.03.2010	149	0,5	20	189,6	2,29				0,246	8,18
12.03.2010	151	0,5	20	126,7	0,00				0,165	7,86
15.03.2010	154	0,5	20	213,8	2,70				0,278	7,07
17.03.2010	156	0,5	20	87,9	1,51				0,114	7,20
19.03.2010	158	0,5	20	87,4	1,48	1,71	3,19	0,798	0,114	8,25
22.03.2010	161	0,5	20	216,6	2,70				0,282	7,99
24.03.2010	163	0,5	20	131,4	1,92				0,171	7,21
26.03.2010	165	0,5	20	93,6	1,28	1,46	2,74	0,685	0,122	6,75
30.03.2010	169	0,5	20	116,2	1,62				0,151	7,07
01.04.2010	171	0,5	20	196,6	2,63				0,256	7,98
Mittelwert:	31		20,0	147,8	1,889	1,405	2,890	0,722	0,192	7,5
Standardabweichung:			0,0	48,4	0,726	0,275	0,213	0,053	0,063	0,5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
06.04.2010	176	0,5	25	94,2	1,41				0,122	7,71
09.04.2010	179	0,5	25	27,4	0,37				0,036	7,56
12.04.2010	182	0,5	25	18,0	0,36				0,023	7,06
16.04.2010	186	0,5	25	43,8	0,80	1,75	2,55	0,637	0,057	7,06
19.04.2010	189	0,5	25	53,9	0,70				0,070	6,82
22.04.2010	196	0,5	25	34,6	0,53				0,045	7,05
26.04.2010	200	0,5	25	52,7	0,00				0,069	8,17
30.04.2010	204	0,5	25	14,8	0,34	1,43	1,78	0,444	0,019	8,16
Mittelwert:	28		25	42,4	0,564	1,593	2,163	0,541	0,055	7,4
Standardabweichung:			0	23,9	0,393	0,160	0,386	0,096	0,031	0,5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
04.05.2010	207	0,5	30	18,6					0,024	8,08
07.05.2010	211	0,5	30	48,7	0,70				0,063	8,44
11.05.2010	217	0,5	30	86,2	0,90	1,43	2,33	0,583	0,112	8,16
17.05.2010	221	0,5	30	11,8	0,29				0,015	7,93
21.05.2010	225	0,5	30	4,6	0,27	1,15	1,43	0,356	0,006	7,94
Mittelwert:	18		30	34,0	0,539	1,291	1,879	0,470	0,044	8,1
Standardabweichung:			0	30,1	0,269	0,140	0,453	0,113	0,039	0,2



Datum	Tag			Reaktor C					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
21.01.2010	101	0,5	5	2,07	0,29	84,8	4,79	117,9	87,2
25.01.2010	105	0,5	5	2,23	0,44	83,2	5,59	119,0	85,8
28.01.2010	108	0,5	5	1,62	0,59	87,3	5,92	129,9	89,5
01.02.2010	112	0,5	5	0,90	0,67	76,1	6,11	129,4	77,6
03.02.2010	114	0,5	5	1,49	0,72	81,9	5,91	133,9	84,1
05.02.2010	116	0,5	5	0,97	0,72	78,3	6,25	126,8	80,0
Mittelwert:	15		5	1,5	0,57	81,9	5,8	126	84
Standardabweichung:			0	0,5	0,16	3,8	0,5	6	4
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
08.02.2010	119	0,5	25	0,54	0,14	91,8	7,71	141,8	92,4
10.02.2010	121	0,5	25	0,79	0,36	95,4	7,13	140,1	96,5
12.02.2010	123	0,5	25	0,68	0,27	87,8	6,44	135,2	88,8
Mittelwert:	4		25	0,7	0,26	91,7	7,1	139	93
Standardabweichung:			0	0,1	0,09	3,1	0,5	3	3
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
17.02.2010	128	0,5	30	0,54	0,13	94,0	6,63	142,2	94,7
19.02.2010	130	0,5	30	0,81	0,20	104,9	6,53	165,4	105,9
22.02.2010	133	0,5	30	0,82	0,11	134,2	6,84	180,3	135,1
24.02.2010	135	0,5	30	0,82	0,16	120,5	7,27	178,1	121,5
26.02.2010	137	0,5	30	1,04	0,19	132,4	7,70	192,0	133,6
Mittelwert:	9		30	0,8	0,16	117,2	7,0	172	118
Standardabweichung:			0	0,2	0,04	15,6	0,4	17	16
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei									
01.03.2010	140	0,5	20	0,84	0,37	126,5	7,17	191,4	127,7
04.03.2010	143	0,5	20	2,23	0,81	115,0	6,46	161,4	118,0
08.03.2010	147	0,5	20	0,85	0,17	113,9	6,29	159,4	115,0
10.03.2010	149	0,5	20	0,87	0,27	135,0	7,41	176,5	136,2
12.03.2010	151	0,5	20	0,79	0,47	115,7	6,47	164,4	117,0
15.03.2010	154	0,5	20	0,84	0,48	107,1	6,65	156,4	108,4
17.03.2010	156	0,5	20	1,29	1,46	105,1	7,99	151,8	107,8
19.03.2010	158	0,5	20	1,07	0,13	115,6	6,30	152,4	116,8
22.03.2010	161	0,5	20	0,77	0,81	92,5	5,88	138,8	94,1
24.03.2010	163	0,5	20	0,98	1,26	122,0	6,29	148,5	124,2
26.03.2010	165	0,5	20	4,58	1,34	119,0	6,76	164,9	124,9
30.03.2010	169	0,5	20	1,14	0,95	107,6	6,97	158,1	109,7
01.04.2010	171	0,5	20	0,40	0,66	101,7	6,95	145,3	102,8
Mittelwert:	31		20,0	1,3	0,71	113,6	6,7	159	116
Standardabweichung:			0,0	1,0	0,43	10,6	0,5	13	11
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
06.04.2010	176	0,5	25	0,76	0,86	110,1	7,40	161,5	111,7
09.04.2010	179	0,5	25	1,16	0,82	105,2	7,19	133,3	107,2
12.04.2010	182	0,5	25	1,63	0,74	107,5	6,94	133,3	109,8
16.04.2010	186	0,5	25	2,37	0,74	89,8	6,85	136,5	92,9
19.04.2010	189	0,5	25	2,49	0,72	84,2	7,59	133,7	87,3
22.04.2010	196	0,5	25	2,02	0,80	85,6	6,91	130,5	88,3
26.04.2010	200	0,5	25	0,41	0,37	74,5	4,10	113,9	75,2
30.04.2010	204	0,5	25	0,79	0,57	76,3	4,64	119,6	77,7
Mittelwert:	28		25	1,5	0,70	91,7	6,5	133	94
Standardabweichung:			0	0,7	0,15	13,2	1,2	13	13
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
04.05.2010	207	0,5	30	0,62	0,27	70,2	5,56	112,4	71,1
07.05.2010	211	0,5	30	0,65	0,22	72,0	4,52	112,9	72,8
11.05.2010	217	0,5	30	0,28	0,11	59,4	4,65	80,6	59,7
17.05.2010	221	0,5	30	0,28	0,17	51,6	5,06	72,5	52,1
21.05.2010	225	0,5	30	0,29	0,15	46,7	5,58	67,7	47,1
Mittelwert:	18		30	0,4	0,18	60,0	5,1	89	61
Standardabweichung:			0	0,2	0,06	10,0	0,4	20	10

Datum	Tage	Reaktor D								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
21.01.2010	101	0,5	5	0,9	102,4	0,22	0,55	0,17	17,4	
25.01.2010	105	0,5	5	0,9	102,4	0,17	0,43	0,16	16,5	
28.01.2010	108	0,5	5	0,9	102,4	0,20	0,50	0,17	17,3	
01.02.2010	112	0,5	5	0,9	102,4	0,18	0,46	0,16	19,4	43
03.02.2010	114	0,5	5	0,9	102,4	0,22	0,55	0,16	16,6	
05.02.2010	116	0,5	5	0,9	102,4	0,23	0,56	0,15	17,3	
<b>Mittelwert:</b>	15		5	0,9	102,4	0,20	0,51	0,16	17,4	43,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,0	0,0	0,02	0,05	0,01	1,0	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
08.02.2010	119	0,5	25	0,9	102,4	0,17	0,41	0,16	16,5	
10.02.2010	121	0,5	25	0,9	102,4	0,16	0,40	0,13	18,0	30
12.02.2010	123	0,5	25	0,9	102,4	0,13	0,33	0,13	21,0	
<b>Mittelwert:</b>	4		25	0,9	102,4	0,15	0,38	0,14	18,5	30,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,0	0,0	0,01	0,04	0,01	1,9	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
17.02.2010	128	0,5	30	0,9	102,4	0,14	0,36	0,14	15,4	
19.02.2010	130	0,5	30	0,9	102,4	0,19	0,47	0,21	18,2	36
22.02.2010	133	0,5	30	0,9	102,4	0,18	0,45	0,22	16,2	
24.02.2010	135	0,5	30	0,9	102,4	0,19	0,47	0,22	21,0	
26.02.2010	137	0,5	30	0,9	102,4	0,23	0,59	0,22	16,1	
<b>Mittelwert:</b>	9		30	0,9	102,4	0,19	0,47	0,20	17,4	36,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,0	0,0	0,03	0,07	0,03	2,0	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
<b>neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei</b>										
01.03.2010	140	0,5	20	0,9	102,4	0,22	0,55	0,23	19,6	
04.03.2010	143	0,5	20	0,9	102,4	0,24	0,61	0,21	24,8	
08.03.2010	147	0,5	20	0,9	102,4	0,19	0,48	0,22	19,6	
10.03.2010	149	0,5	20	0,9	102,4	0,13	0,33	0,20	57,0	
12.03.2010	151	0,5	20	0,9	102,4	0,21	0,54	0,16	25,4	
15.03.2010	154	0,5	20	0,9	102,4	0,20	0,51	0,19	19,4	74
17.03.2010	156	0,5	20	0,9	102,4	0,17	0,43	0,18	40,7	
19.03.2010	158	0,5	20	0,9	102,4	0,18	0,46	0,17	20,2	
22.03.2010	161	0,5	20	0,9	102,4	0,16	0,41	0,17	20,4	
24.03.2010	163	0,5	20	0,9	102,4	0,19	0,47	0,24	17,4	
26.03.2010	165	0,5	20	0,9	102,4	0,19	0,47	0,26	21,0	
30.03.2010	169	0,5	20	0,9	102,4	0,25	0,62	0,20	21,5	
01.04.2010	171	0,5	20	0,9	102,4	0,25	0,62	0,18	18,3	39
<b>Mittelwert:</b>	31		20,0	0,9	102,4	0,20	0,50	0,20	25,0	56,5
<b>Standardabweichung:</b>			0,0	0,0	0,0	0,03	0,08	0,03	10,9	17,5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
06.04.2010	176	0,5	25	0,9	102,4	0,32	0,80	0,21	23,7	
09.04.2010	179	0,5	25	0,9	102,4	0,17	0,42	0,17	17,3	
12.04.2010	182	0,5	25	0,9	102,4	0,11	0,27	0,14	18,5	
16.04.2010	186	0,5	25	0,9	102,4	0,17	0,44	0,17	15,7	
19.04.2010	189	0,5	25	0,9	102,4	0,22	0,55	0,18	15,7	
22.04.2010	196	0,5	25	0,9	102,4	0,15	0,36	0,16	17,0	
26.04.2010	200	0,5	25	0,9	102,4	0,13	0,32	0,12	17,5	
30.04.2010	204	0,5	25	0,9	102,4	0,15	0,38	0,13	15,3	30
<b>Mittelwert:</b>	28		25	0,9	102,4	0,18	0,44	0,16	17,6	30,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,0	0,0	0,06	0,16	0,03	2,5	0,0
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSB5} = 0,5</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
04.05.2010	207	0,5	30	0,9	102,4	0,22	0,56	0,15	15,6	
07.05.2010	211	0,5	30	0,9	102,4	0,19	0,48	0,14	28,4	
11.05.2010	217	0,5	30	0,9	102,4	0,08	0,21	0,08	20,3	
17.05.2010	221	0,5	30	0,9	102,4	0,07	0,18	0,08	12,9	
21.05.2010	225	0,5	30	0,9	102,4	0,11	0,26	0,09	13,5	
<b>Mittelwert:</b>	18		30	0,9	102,4	0,14	0,34	0,11	18,1	
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,0	0,0	0,06	0,15	0,03	5,8	

Datum	Tage			Reaktor D						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		$[g\ BSB_f/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[mg/L]$	$[g\ oTS]$ in 3,84 L Wa.	$[g\ oTS]$ auf 762 Stück K1	$[g\ oTS]$ im Reaktor	$[g\ oTS/L]$ je L Reaktor- volumen	$[g\ TS/d]$	$[-]$
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
21.01.2010	101	0,5	5	14,4					0,013	7,86
25.01.2010	105	0,5	5	35,4					0,032	7,54
28.01.2010	108	0,5	5	47,3	0,75				0,043	7,59
01.02.2010	112	0,5	5	57,8	1,10	4,18	5,29	1,322	0,052	7,36
03.02.2010	114	0,5	5	64,7					0,058	7,42
05.02.2010	116	0,5	5	75,6	1,22				0,068	7,52
Mittelwert:	15		5	49,2	1,023	4,184	5,289	1,322	0,044	7,5
Standardabweichung:			0	20,1	0,200	0,000	0,000	0,000	0,018	0,2
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
08.02.2010	119	0,5	25	68,8	1,46				0,062	6,88
10.02.2010	121	0,5	25	193,6	2,94	3,18	6,12	1,529	0,174	7,01
12.02.2010	123	0,5	25	86,6	1,68				0,078	7,64
Mittelwert:	4		25	116,3	2,028	3,178	6,117	1,529	0,105	7,2
Standardabweichung:			0	55,1	0,650	0,000	0,000	0,000	0,050	0,3
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
17.02.2010	128	0,5	30	91,2	1,32	0,85	2,17	0,543	0,082	7,71
19.02.2010	130	0,5	30	40,1	0,74				0,036	7,71
22.02.2010	133	0,5	30	35,1	0,54				0,032	7,74
24.02.2010	135	0,5	30	38,9	0,39				0,035	7,75
26.02.2010	137	0,5	30	46,4	0,72	0,81	1,54	0,384	0,042	7,48
Mittelwert:	9		30	50,3	0,744	0,832	1,854	0,464	0,045	7,7
Standardabweichung:			0	20,8	0,315	0,019	0,318	0,080	0,019	0,1
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei										
01.03.2010	140	0,5	20	35,8	0,68				0,032	7,62
04.03.2010	143	0,5	20	63,2	0,98				0,057	6,91
08.03.2010	147	0,5	20	46,4	0,81	0,97	1,78	0,444	0,042	7,84
10.03.2010	149	0,5	20	155,8	2,25				0,140	8,18
12.03.2010	151	0,5	20	248,9	0,00				0,224	7,96
15.03.2010	154	0,5	20	165,0	2,35				0,149	7,79
17.03.2010	156	0,5	20	23,2	0,65				0,021	7,53
19.03.2010	158	0,5	20	16,4	0,66	1,40	2,06	0,516	0,015	8,24
22.03.2010	161	0,5	20	27,4	0,50				0,025	8,02
24.03.2010	163	0,5	20	256,3	3,35				0,231	7,67
26.03.2010	165	0,5	20	194,8	2,70	0,99	3,69	0,923	0,175	6,81
30.03.2010	169	0,5	20	65,5	1,28				0,059	6,92
01.04.2010	171	0,5	20	34,3	0,72				0,031	7,90
Mittelwert:	31		20,0	102,5	1,303	1,119	2,510	0,628	0,092	7,6
Standardabweichung:			0,0	85,4	0,977	0,198	0,843	0,211	0,077	0,5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
06.04.2010	176	0,5	25	22,6	0,39				0,020	7,71
09.04.2010	179	0,5	25	10,5	0,25				0,009	7,66
12.04.2010	182	0,5	25	11,6	0,28				0,010	7,28
16.04.2010	186	0,5	25	51,5	1,03	0,94	1,97	0,493	0,046	7,06
19.04.2010	189	0,5	25	40,7	0,71				0,037	6,85
22.04.2010	196	0,5	25	54,6	0,78				0,049	6,92
26.04.2010	200	0,5	25	38,4					0,035	8,11
30.04.2010	204	0,5	25	17,4	0,31	1,20	1,50	0,376	0,016	8,10
Mittelwert:	28		25	30,9	0,536	1,067	1,737	0,434	0,028	7,5
Standardabweichung:			0	16,5	0,281	0,129	0,235	0,059	0,015	0,5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5\ g\ BS</math></b>										
04.05.2010	207	0,5	30	11,9					0,011	8,07
07.05.2010	211	0,5	30	25,2	0,44				0,023	8,47
11.05.2010	217	0,5	30	18,4	0,32	0,89	1,21	0,304	0,017	8,32
17.05.2010	221	0,5	30	6,5	0,26				0,006	8,11
21.05.2010	225	0,5	30	9,5	0,25	0,91	1,17	0,291	0,009	8,02
Mittelwert:	18		30	14,3	0,318	0,903	1,190	0,297	0,013	8,2
Standardabweichung:			0	6,7	0,074	0,009	0,024	0,006	0,006	0,2

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor D					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR04: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
21.01.2010	101	0,5	5	3,84	0,22	91,5	4,89	125,5	95,5
25.01.2010	105	0,5	5	3,45	0,49	79,7	5,24	122,0	83,6
28.01.2010	108	0,5	5	2,13	0,75	79,7	5,38	131,9	82,5
01.02.2010	112	0,5	5	1,56	0,82	78,7	5,58	132,2	81,0
03.02.2010	114	0,5	5	1,80	0,91	78,1	5,69	134,5	80,8
05.02.2010	116	0,5	5	1,49	0,94	77,1	5,37	128,8	79,5
Mittelwert:	15		5	2,4	0,69	80,8	5,4	129	84
Standardabweichung:			0	0,9	0,26	4,9	0,3	4	5
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR05: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
08.02.2010	119	0,5	25	0,51	0,15	90,4	7,36	140,6	91,1
10.02.2010	121	0,5	25	0,70	0,15	95,7	6,01	146,8	96,6
12.02.2010	123	0,5	25	0,78	0,18	94,7	7,27	140,8	95,6
Mittelwert:	4		25	0,7	0,16	93,6	6,9	143	94
Standardabweichung:			0	0,1	0,02	2,3	0,6	3	2
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR06: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
17.02.2010	128	0,5	30	0,67	0,40	87,4	6,91	139,9	88,4
19.02.2010	130	0,5	30	1,18	1,06	89,3	6,52	149,4	91,5
22.02.2010	133	0,5	30	0,61	0,92	115,6	6,46	161,8	117,1
24.02.2010	135	0,5	30	1,10	0,81	104,2	6,50	161,5	106,1
26.02.2010	137	0,5	30	1,25	1,03	112,6	7,24	176,1	114,8
Mittelwert:	9		30	1,0	0,84	101,8	6,7	158	104
Standardabweichung:			0	0,3	0,24	11,6	0,3	12	12
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR07: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
neue Einfahrzeit (nach Biomasseablösung bei									
01.03.2010	140	0,5	20	1,42	1,82	113,5	7,50	180,9	116,7
04.03.2010	143	0,5	20	0,66	1,42	116,9	6,83	158,2	118,9
08.03.2010	147	0,5	20	0,94	0,18	113,1	7,23	155,6	114,2
10.03.2010	149	0,5	20	1,20	1,09	123,5	8,05	173,2	125,8
12.03.2010	151	0,5	20	1,00	0,05	117,5	7,45	167,6	118,6
15.03.2010	154	0,5	20	0,86	0,65	102,2	7,02	161,0	103,7
17.03.2010	156	0,5	20	1,13	0,83	107,0	8,11	82,7	108,9
19.03.2010	158	0,5	20	1,07	0,09	116,1	6,67	157,1	117,3
22.03.2010	161	0,5	20	8,48	0,71	100,0	6,61	140,9	109,2
24.03.2010	163	0,5	20	0,75	0,28	118,3	6,50	150,5	119,3
26.03.2010	165	0,5	20	1,48	0,34	115,7	7,55	166,7	117,5
30.03.2010	169	0,5	20	0,81	0,66	108,4	7,69	161,1	109,8
01.04.2010	171	0,5	20	0,42	0,62	100,3	7,34	146,4	101,3
Mittelwert:	31		20,0	1,6	0,67	111,7	7,3	154	114
Standardabweichung:			0,0	2,0	0,51	7,2	0,5	23	7
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR08: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
06.04.2010	176	0,5	25	0,71	0,52	109,6	7,51	158,9	110,8
09.04.2010	179	0,5	25	0,68	0,40	108,0	7,20	134,5	109,1
12.04.2010	182	0,5	25	0,86	0,37	94,4	7,14	135,5	95,6
16.04.2010	186	0,5	25	0,82	0,47	89,1	6,89	135,1	90,4
19.04.2010	189	0,5	25	0,94	0,37	91,2	7,56	131,9	92,5
22.04.2010	196	0,5	25	0,97	0,37	84,7	7,26	133,8	86,0
26.04.2010	200	0,5	25	0,24	0,27	74,9	4,67	117,2	75,4
30.04.2010	204	0,5	25	0,50	0,22	67,8	4,47	114,2	68,5
Mittelwert:	28		25	0,7	0,37	90,0	6,6	133	91
Standardabweichung:			0	0,2	0,09	13,6	1,2	13	14
<b>Versuchsreihe CB-0,5 VR09: <math>B_{A,BSBS} = 0,5</math> g BS</b>									
04.05.2010	207	0,5	30	0,51	0,22	70,4	5,53	111,5	71,2
07.05.2010	211	0,5	30	0,54	0,21	74,5	4,20	111,0	75,3
11.05.2010	217	0,5	30	0,27	0,13	62,8	4,61	80,8	63,2
17.05.2010	221	0,5	30	0,24	0,09	52,8	4,60	74,2	53,1
21.05.2010	225	0,5	30	0,27	0,10	50,0	5,10	68,3	50,4
Mittelwert:	18		30	0,4	0,15	62,1	4,8	89	63
Standardabweichung:			0	0,1	0,05	9,6	0,5	18	10

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSB5</sub>	Zulauf									
			T	TOC	CSB	pH-Wert	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[-]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: B <sub>A,BSB5</sub> = 1,0 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d) bei T = 20 °C												
25.05.2010	228	1,0	20	36,0	106	7,54	34,61	0,01	0,0	2,75	56,4	34,6
28.05.2010	231	1,0	20	123,7		9,32	67,90	0,02	0,0	3,03	103,2	67,9
31.05.2010	234	1,0	20	122,4		7,52	72,64	0,18	0,0	7,95	156,7	72,8
03.06.2010	238	1,0	20	108,1		9,12	68,91	0,03	0,0	3,89	98,2	68,9
07.06.2010	242	1,0	20	85,5		9,46	56,16	0,08	0,0	3,26	79,5	56,2
11.06.2010	245	1,0	20	73,2		9,52	48,14	0,07	0,0	5,19	75,2	48,2
14.06.2010	249	1,0	20	64,0		8,98	52,11	0,07	0,0	5,83	79,0	52,2
18.06.2010	252	1,0	20	93,1		9,30	59,58	0,02	0,0	3,09	87,0	59,6
21.06.2010	255	1,0	20	87,8		9,20	65,26	0,04	0,0	3,45	82,8	65,3
24.06.2010	259	1,0	20	150,1		8,43	73,03	0,28	1,3	8,80	87,9	74,6
Mittelwert:	31		20	94,4	106,0	8,8	59,8	0,08	0,1	4,7	91	60
Standardabweichung:			0	31,4	0,0	0,7	11,7	0,08	0,4	2,1	25	12
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase (gerahmte Zellen)												
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: B <sub>A,BSB5</sub> = 2,0 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d) bei T = 20 °C												
28.06.2010	263	2,0	20	139,9	396	7,54	81,98	0,11	0,0	7,93	120,3	82,1
02.07.2010	269	2,0	20	119,6		7,86	78,79	0,16	0,0	5,10	98,7	78,9
08.07.2010	273	2,0	20	134,1		7,85	77,16	0,09	0,0	9,82	85,4	77,2
12.07.2010	276	2,0	20	129,7		7,30	76,61	0,07	0,0	9,70	95,4	76,7
15.07.2010	280	2,0	20	146,1	446	8,64	58,96	0,10	0,0	8,65	76,7	59,1
19.07.2010	282	2,0	20	136,6		7,37	86,41	0,10	0,0	9,26	100,5	86,5
21.07.2010	284	2,0	20	137,7		7,48	80,66	0,09	0,0	7,72	88,4	80,7
23.07.2010	287	2,0	20	121,1		7,32	72,96	0,06	0,0	7,88	86,1	73,0
26.07.2010	289	2,0	20	76,6		7,33	53,43	0,02	0,0	4,45	60,2	53,5
Mittelwert:	26		20	126,8	421,0	7,6	74,1	0,09	0,0	7,8	90	74
Standardabweichung:			0	19,5	25,0	0,4	10,3	0,03	0,0	1,8	16	10
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase (gerahmte Zellen) NEU ab 12.10.2013												
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: B <sub>A,BSB5</sub> = 3,0 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d) bei T = 20 °C												
28.07.2010	291	3,0	20	64,5	218	7,43	42,70	0,08	0,0	5,98	54,3	42,8
30.07.2010	295	3,0	20	82,4		7,97	66,03	0,02	0,0	5,78	85,2	66,1
03.08.2010	298	3,0	20	89,7		7,62	91,31	0,08	0,0	8,91	105,6	91,4
06.08.2010	301	3,0	20	76,6	228	7,52	70,23	0,04	0,0	7,96	90,6	70,3
09.08.2010	304	3,0	20	87,5		7,57	77,16	0,02	0,0	7,68	95,8	77,2
12.08.2010	309	3,0	20	121,6		7,64	98,70	0,05	0,0	7,21	131,6	98,7
17.08.2010	312	3,0	20	81,3	256	7,57	60,43	0,04	0,0	6,26	82,1	60,5
20.08.2010	317	3,0	20	69,1		7,45	53,04	0,11	0,0	5,67	76,9	53,1
25.08.2010	322	3,0	20	105,5		7,65	63,16	0,02	0,0	6,69	100,1	63,2
Mittelwert:	31		20	86,5	234,0	7,6	69,2	0,05	0,0	6,9	91	69
Standardabweichung:			0	16,8	16,1	0,1	16,7	0,03	0,0	1,1	20	17
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase (gerahmte Zellen)												
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: B <sub>A,BSB5</sub> = 4,0 g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d) bei T = 20 °C												
30.08.2010	325	4,0	20	78,8		7,47	52,03	0,06	0,0	6,31	74,9	52,1
02.09.2010	329	4,0	20	76,8	184	7,50	46,98	0,06	0,0	5,84	72,7	47,0
06.09.2010	332	4,0	20	75,5		7,83	71,63	0,02	0,0	5,89	91,7	71,6
09.09.2010	336	4,0	20	53,9		7,40	41,38	0,01	0,0	4,43	59,6	41,4
13.09.2010	343	4,0	20	53,1		7,58	50,40	0,16	0,0	4,63	64,6	50,6
20.09.2010	346	4,0	20	76,8	214	7,80	69,84	0,03	0,0	7,04	91,4	69,9
23.09.2010	350	4,0	20	75,8		7,78	60,59	0,09	0,0	6,69	85,7	60,7
27.09.2010	353	4,0	20	108,3		7,49	62,92	0,03	0,0	7,26	85,1	63,0
30.09.2010	357	4,0	20	95,6		7,53	61,83	0,04	0,0	7,69	84,4	61,9
04.10.2010	361	4,0	20	57,8		7,77	42,39	0,04	0,0	4,98	64,0	42,4
08.10.2010	365	4,0	20	79,8	283	7,53	45,58	0,05	0,0	4,98	62,6	45,6
12.10.2010	368	4,0	20	94,8		7,37	45,50	0,03	0,0		66,0	45,5
15.10.2010	372	4,0	20	88,8		7,57	54,68	0,03	0,0	5,28	73,3	54,7
19.10.2010	374	4,0	20	91,3		7,86	71,87	0,06	1,1	5,05	91,3	73,1
21.10.2010	381	4,0	20	80,8		7,87	77,08	0,03	0,0	5,00	92,3	77,1
28.10.2010	386	4,0	20	129,9		7,49	75,21	0,03	0,0	6,64	116,6	75,2
02.11.2010	389	4,0	20	90,2		7,57	58,49	0,06	0,0	7,77	90,2	58,5
05.11.2010	392	4,0	20	120,2		7,55	51,02	0,12	0,0	7,28	83,8	51,1
08.11.2010	396	4,0	20	98,1		7,18	49,86	0,00	0,0	6,52	84,3	49,9
Mittelwert:	71		20	87,6	199,0	7,6	59,3	0,04	0,0	6,2	84	59
Standardabweichung:			0	20,0	15,0	0,2	11,3	0,03	0,0	0,9	13	11
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrund technischer Defekte (siehe Bemerkungen) ohne Werte vom 13.09., 27.09., 04.10.-12.10., 19.10., 02.11.2010												
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase für Nitrifikanten und ohne Werte vom 15. bis 28.10.2010 aufgrund technischer Defekte (siehe Bemerkungen)												

Datum	Tage	Reaktor A								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSB5} = 1,0</math> g BS</b>										
25.05.2010	228	1,0	20	4,2	20,6	0,29	0,29	0,15	23,0	45
28.05.2010	231	1,0	20	4,2	20,6	0,99	0,99	0,29	19,9	
31.05.2010	234	1,0	20	4,2	20,6	0,98	0,98	0,31	18,6	
03.06.2010	238	1,0	20	4,2	20,6	0,86	0,86	0,29	19,8	
07.06.2010	242	1,0	20	4,2	20,6	0,68	0,68	0,24	18,1	
11.06.2010	245	1,0	20	4,2	20,6	0,58	0,58	0,20	18,1	
14.06.2010	249	1,0	20	4,2	20,6	0,51	0,51	0,22	17,7	
18.06.2010	252	1,0	20	4,2	20,6	0,74	0,74	0,25	15,7	
21.06.2010	255	1,0	20	4,2	20,6	0,70	0,70	0,27	15,1	
24.06.2010	259	1,0	20	4,2	20,6	1,20	1,20	0,31	19,6	
Mittelwert:	31		20	4,2	20,6	0,75	0,75	0,25	18,1	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,25	0,25	0,05	1,6	
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Ei									*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSB5} = 2,0</math> g BS</b>										
28.06.2010	263	2,0	20	7,7	11,2	2,05	2,05	0,63	23,4	58
02.07.2010	269	2,0	20	7,7	11,2	1,75	1,75	0,61	22,8	
08.07.2010	273	2,0	20	7,7	11,2	1,96	1,96	0,59	20,0	
12.07.2010	276	2,0	20	7,7	11,2	1,90	1,90	0,59		
15.07.2010	280	2,0	20	7,7	11,2	2,14	2,14	0,45	21,9	47
19.07.2010	282	2,0	20	7,7	11,2	2,00	2,00	0,67	23,5	
21.07.2010	284	2,0	20	7,7	11,2	2,01	2,01	0,62	21,2	
23.07.2010	287	2,0	20	7,7	11,2	1,77	1,77	0,56	19,8	
26.07.2010	289	2,0	20	7,7	11,2	1,12	1,12	0,41	18,5	
Mittelwert:	26		20	7,7	11,2	1,86	1,86	0,57	21,4	52,5
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,29	0,29	0,08	1,7	5,5
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Ei										
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSB5} = 3,0</math> g BS</b>										
28.07.2010	291	3,0	20	12,6	6,9	1,54	1,54	0,54	17,7	25
30.07.2010	295	3,0	20	12,6	6,9	1,97	1,97	0,83	23,6	
03.08.2010	298	3,0	20	12,6	6,9	2,15	2,15	1,15	20,6	
06.08.2010	301	3,0	20	12,6	6,9	1,83	1,83	0,88	18,3	37
09.08.2010	304	3,0	20	12,6	6,9	2,09	2,09	0,97	20,2	
12.08.2010	309	3,0	20	12,6	6,9	2,91	2,91	1,24	28,2	
17.08.2010	312	3,0	20	12,6	6,9	1,95	1,95	0,76	19,4	34
20.08.2010	317	3,0	20	12,6	6,9	1,65	1,65	0,67	20,8	
25.08.2010	322	3,0	20	12,6	6,9	2,53	2,53	0,80	20,8	
Mittelwert:	31		20	12,6	6,9	2,07	2,07	0,87	20,3	34,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,40	0,40	0,21	0,7	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Ei									*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSB5} = 4,0</math> g BS</b>										
30.08.2010	325	4,0	20	18,5	4,7	2,77	2,77	0,96	15,2	
02.09.2010	329	4,0	20	18,5	4,7	2,70	2,70	0,87	18,9	33
06.09.2010	332	4,0	20	18,5	4,7	2,65	2,65	1,33	19,5	
09.09.2010	336	4,0	20	20	4,3	2,05	2,05	0,83	21,5	
13.09.2010	343	4,0	20	20	4,3	2,02	2,02	1,01	13,9	
20.09.2010	346	4,0	20	20	4,3	2,92	2,92	1,40	21,0	34
23.09.2010	350	4,0	20	20	4,3	2,88	2,88	1,21	18,5	
27.09.2010	353	4,0	20	20	4,3	4,12	4,12	1,26	20,2	
30.09.2010	357	4,0	20	21	4,1	3,81	3,81	1,30	19,1	
04.10.2010	361	4,0	20	21	4,1	2,31	2,31	0,89	13,6	
08.10.2010	365	4,0	20	23	3,8	3,49	3,49	1,05	15,1	29
12.10.2010	368	4,0	20	28	3,1	5,04	5,04	1,27	16,6	
15.10.2010	372	4,0	20	28	3,1	4,72	4,72	1,53	31,4	
19.10.2010	374	4,0	20	23	3,8	3,99	3,99	1,65	20,9	
21.10.2010	381	4,0	20	14	6,2	2,15	2,15	1,08	21,2	
28.10.2010	386	4,0	20	14	6,2	3,46	3,46	1,05	23,4	
02.11.2010	389	4,0	20	14	6,2	2,40	2,40	0,82	18,6	
05.11.2010	392	4,0	20	14	6,2	3,20	3,20	0,71	16,0	
08.11.2010	396	4,0	20	20	4,3	3,73	3,73	1,00	15,0	
Mittelwert:	71		20	18,9	4,8	3,09	3,09	1,11	20,1	33,5
Standardabweichung:			0	3,7	0,9	0,72	0,72	0,24	4,2	0,5
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrun010									*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach Eie Bemerkungen)										

Datum	Tage	Reaktor A								
		vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	OD = TS	oTS <sub>susp</sub>	oTS <sub>sessil</sub>	oTS <sub>ges</sub>	oTS <sub>ges</sub> - Konz. Im Reaktor	TS <sub>susp</sub> = TS <sub>us</sub>	pH-Wert
					[g BSB <sub>g</sub> /(m²·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,6 L Wa.	[g oTS] auf 1904 Stück K1	
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: B <sub>A,BSBS</sub> = 1,0 g BSB <sub>g</sub>										
25.05.2010	228	1,0	20	114,6	1,491				0,481	7,75
28.05.2010	231	1,0	20	184,5	1,874	4,352	6,226	1,556	0,775	7,43
31.05.2010	234	1,0	20	204,2	1,871				0,858	7,04
03.06.2010	238	1,0	20	178,2	1,820	4,880	6,700	1,675	0,748	7,46
07.06.2010	242	1,0	20	173,4	2,116				0,728	7,97
11.06.2010	245	1,0	20	106,7	1,341	4,013	5,354	1,339	0,448	7,96
14.06.2010	249	1,0	20	85,6	0,986				0,360	7,86
18.06.2010	252	1,0	20	238,4	2,197	3,804	6,001	1,500	1,001	7,51
21.06.2010	255	1,0	20	134,6	1,430				0,565	7,64
24.06.2010	259	1,0	20	235,8	2,279	6,595	8,874	2,219	0,990	7,94
Mittelwert:	31		20	171,3	1,8	4,7	6,6	1,7	0,7	7,6
Standardabweichung:			0	50,4	0,4	1,0	1,2	0,3	0,2	0,3
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: B <sub>A,BSBS</sub> = 2,0 g BSB <sub>g</sub>										
28.06.2010	263	2,0	20	495,5	2,224				3,815	8,10
02.07.2010	269	2,0	20	342,4	2,053	6,052	8,105	2,026	2,636	7,51
08.07.2010	273	2,0	20	209,1	1,973	15,052	17,024	4,256	1,610	7,51
12.07.2010	276	2,0	20							
15.07.2010	280	2,0	20	134,6	1,560	17,274	18,833	4,708	1,036	7,85
19.07.2010	282	2,0	20	158,3	1,497	16,091	17,588	4,397	1,219	7,74
21.07.2010	284	2,0	20	204,6	2,018				1,575	7,75
23.07.2010	287	2,0	20	195,9	1,608	16,563	18,171	4,543	1,508	6,68
26.07.2010	289	2,0	20	97,6	1,093	18,001	19,094	4,774	0,752	6,71
Mittelwert:	26		20	229,8	1,8	14,8	16,5	4,1	1,8	7,5
Standardabweichung:			0	121,0	0,4	4,0	3,8	1,0	0,9	0,5
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: B <sub>A,BSBS</sub> = 3,0 g BSB <sub>g</sub>										
28.07.2010	291	3,0	20	95,6	1,186				1,205	7,35
30.07.2010	295	3,0	20						0,000	8,04
03.08.2010	298	3,0	20	135,6	1,899	18,876	20,775	5,194	1,709	8,05
06.08.2010	301	3,0	20	286,5	2,386	19,087	21,474	5,368	3,610	7,95
09.08.2010	304	3,0	20	317,3	2,622	18,659	21,281	5,320	3,998	8,12
12.08.2010	309	3,0	20	443,6	3,330	17,447	20,777	5,194	5,589	8,11
17.08.2010	312	3,0	20	485,6	2,108	14,958	17,067	4,267	6,119	6,53
20.08.2010	317	3,0	20	175,8	1,566	17,985	19,551	4,888	2,215	7,17
25.08.2010	322	3,0	20	329,4	2,581	18,470	21,051	5,263	4,150	6,42
Mittelwert:	31		20	330,3	2,1	17,1	19,2	4,8	4,2	6,7
Standardabweichung:			0	126,5	0,4	1,6	1,6	0,4	1,6	0,3
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: B <sub>A,BSBS</sub> = 4,0 g BSB <sub>g</sub>										
30.08.2010	325	4,0	20	113,4	1,487	17,476	18,963	4,741	2,098	6,80
02.09.2010	329	4,0	20	131,6	1,304				2,435	6,96
06.09.2010	332	4,0	20	158,8	1,398	18,015	19,412	4,853	2,938	6,59
09.09.2010	336	4,0	20	184,3	1,623	18,133	19,756	4,939	3,686	5,72
13.09.2010	343	4,0	20	206,9	1,545	16,583	18,127	4,532	4,138	5,48
20.09.2010	346	4,0	20	67,5	0,824	11,843	12,667	3,167	1,350	6,37
23.09.2010	350	4,0	20	97,3	1,190				1,946	6,82
27.09.2010	353	4,0	20	39,6	0,408	14,610	15,018	3,754	0,792	5,99
30.09.2010	357	4,0	20	59,5	0,786				1,250	7,26
04.10.2010	361	4,0	20	61,5	0,891	14,271	15,162	3,791	1,292	6,70
08.10.2010	365	4,0	20	71,6	1,099	17,744	18,843	4,711	1,647	7,27
12.10.2010	368	4,0	20	95,6					2,677	7,03
15.10.2010	372	4,0	20	246,1	1,974	22,227	24,201	6,050	6,891	8,25
19.10.2010	374	4,0	20	176,5	1,609	21,299	22,907	5,727	4,060	7,79
21.10.2010	381	4,0	20	297,8					4,169	7,29
28.10.2010	386	4,0	20	72,4	1,227	19,990	21,217	5,304	1,014	6,30
02.11.2010	389	4,0	20	83,1	0,939	18,394	19,333	4,833	1,163	6,71
05.11.2010	392	4,0	20	375,4	2,936	18,723	21,659	5,415	5,256	6,86
08.11.2010	396	4,0	20	127,2	1,758	16,784	18,542	4,636	2,544	6,35
Mittelwert:	71		20	160,9	1,5	17,9	19,6	4,9	3,0	6,8
Standardabweichung:			0	94,7	0,6	2,8	3,1	0,8	1,7	0,6
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrun				*	*	*	*	*	*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage	Reaktor A							
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0 \text{ g BSB}_g</math></b>									
25.05.2010	228	1,0	20	24,81	2,82	76,4	8,25	146,2	103,9
28.05.2010	231	1,0	20	0,59	0,89	78,7	4,76	118,2	80,1
31.05.2010	234	1,0	20	1,77	0,68	75,4	5,74	163,6	77,8
03.06.2010	238	1,0	20	1,66	0,73	79,6	5,81	123,2	81,9
07.06.2010	242	1,0	20	0,53	0,16	69,9	5,89	107,7	70,6
11.06.2010	245	1,0	20	1,11	1,24	47,1	5,60	90,3	49,4
14.06.2010	249	1,0	20	0,65	1,10	57,6	6,89	97,4	59,3
18.06.2010	252	1,0	20	1,49	3,02	63,0	4,76	114,6	67,4
21.06.2010	255	1,0	20	0,89	0,30	73,1	5,38	116,9	74,3
24.06.2010	259	1,0	20	1,73	1,63	66,0	5,97	113,9	69,3
Mittelwert:	31		20	1,2	1,08	67,8	5,6	116	70
Standardabweichung:			0	0,5	0,81	10,0	0,6	19	10
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0 \text{ g BSB}_g</math></b>									
28.06.2010	263	2,0	20	31,66	8,61	43,5	4,35	123,5	83,4
02.07.2010	269	2,0	20	13,46	17,71	41,6	3,30	114,8	72,0
08.07.2010	273	2,0	20	6,81	11,69	52,3	8,11	111,8	70,3
12.07.2010	276	2,0	20						
15.07.2010	280	2,0	20	8,02	1,72	47,5	7,53	95,6	57,1
19.07.2010	282	2,0	20	24,27	1,94	55,1	8,88	115,3	81,2
21.07.2010	284	2,0	20	22,91	2,32	41,9	7,38	96,4	67,1
23.07.2010	287	2,0	20	2,08	0,95	67,4	8,05	110,2	70,4
26.07.2010	289	2,0	20	1,61	0,60	49,4	5,39	71,3	51,6
Mittelwert:	26		20	1,8	0,8	58,4	6,6	90,8	61,0
Standardabweichung:			0	0,2	0,2	9,0	1,9	19,5	9,4
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0 \text{ g BSB}_g</math></b>									
28.07.2010	291	3,0	20	2,89	1,66	31,4	3,97	63,2	35,9
30.07.2010	295	3,0	20	38,51	2,77	21,3	5,15	79,6	62,4
03.08.2010	298	3,0	20	35,28	6,56	33,7	8,00	101,7	75,3
06.08.2010	301	3,0	20	24,88	6,54	34,9	6,36	102,5	66,1
09.08.2010	304	3,0	20	33,22	14,06	21,6	6,02	90,2	68,3
12.08.2010	309	3,0	20	43,52	21,59	17,2	5,96	117,0	81,4
17.08.2010	312	3,0	20	0,61	0,65	59,9	8,91	97,2	61,2
20.08.2010	317	3,0	20	4,22	9,36	33,2	5,16	85,5	46,4
25.08.2010	322	3,0	20	1,47	0,21	63,2	9,79	108,4	64,8
Mittelwert:	31		20	2,1	3,41	52,1	8,0	97	57
Standardabweichung:			0	1,5	4,21	13,4	2,0	9	8
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0 \text{ g BSB}_g</math></b>									
30.08.2010	325	4,0	20	0,49	0,93	48,5	7,35	83,8	49,9
02.09.2010	329	4,0	20	1,40	2,91	39,3	6,47	78,1	43,5
06.09.2010	332	4,0	20	6,39	1,22	67,5	7,15	111,2	75,0
09.09.2010	336	4,0	20	7,50	0,23	83,0	9,88	137,9	90,7
13.09.2010	343	4,0	20	0,28	0,06	77,0	8,92	112,2	77,3
20.09.2010	346	4,0	20	4,81	0,20	69,2	7,61	111,7	74,2
23.09.2010	350	4,0	20	5,58	0,81	60,4	7,44	102,5	66,8
27.09.2010	353	4,0	20	2,26	0,07	75,1	10,54	114,5	77,4
30.09.2010	357	4,0	20	1,30	0,66	49,9	8,00	84,7	51,9
04.10.2010	361	4,0	20	0,41	0,05	56,9	7,53	85,6	57,4
08.10.2010	365	4,0	20	0,73	0,61	46,3	5,16	75,1	47,6
12.10.2010	368	4,0	20	0,24	0,05	54,8		78,6	55,1
15.10.2010	372	4,0	20	48,36	0,95	4,1	4,15	58,6	53,3
19.10.2010	374	4,0	20	25,47	4,78	45,1	4,19	103,4	75,2
21.10.2010	381	4,0	20	13,39	2,46	60,3	5,39	116,8	76,0
28.10.2010	386	4,0	20	0,35	0,16	69,3	5,74	116,3	69,9
02.11.2010	389	4,0	20	0,46	0,33	60,5	9,25	112,1	61,3
05.11.2010	392	4,0	20	0,40	0,18	59,0	7,94	96,4	59,5
08.11.2010	396	4,0	20	0,40	0,11	68,8	11,34	130,8	69,3
Mittelwert:	71		20	1,7	0,31	60,1	7,4	99,2	62,0
Standardabweichung:			0	1,9	0,27	8,5	1,8	17,2	9,2
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru...							*		
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*		*	*



Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung B <sub>A,BSBS</sub>	T	Reaktor B						
				Zulauf Q <sub>d</sub>	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht B <sub>d,BSBS</sub>	reale Flächen Belastung B <sub>A,BSBS</sub>	reale Flächen Belastung B <sub>A,NH4-N</sub>	TOC	CSB
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: B <sub>A,BSBS</sub> = 1,0 g BSB <sub>g</sub>										
25.05.2010	228	1,0	20	3	29,4	0,21	0,26	0,13	21,7	34
28.05.2010	231	1,0	20	3	29,4	0,71	0,88	0,25	19,6	
31.05.2010	234	1,0	20	3	29,4	0,70	0,87	0,27	18,0	
03.06.2010	238	1,0	20	3	29,4	0,62	0,77	0,26	18,7	
07.06.2010	242	1,0	20	3	29,4	0,49	0,61	0,21	17,1	
11.06.2010	245	1,0	20	3	29,4	0,42	0,52	0,18	18,2	
14.06.2010	249	1,0	20	3	29,4	0,36	0,46	0,20	16,4	
18.06.2010	252	1,0	20	3	29,4	0,53	0,66	0,22	15,3	
21.06.2010	255	1,0	20	3	29,4	0,50	0,63	0,24	14,0	
24.06.2010	259	1,0	20	3	29,4	0,86	1,07	0,27	18,0	
Mittelwert:	31		20	3,0	29,4	0,54	0,67	0,22	17,3	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,18	0,22	0,04	1,7	
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: B <sub>A,BSBS</sub> = 2,0 g BSB <sub>g</sub>										
28.06.2010	263	2,0	20	6,7	13,2	1,78	2,23	0,69	25,0	52
02.07.2010	269	2,0	20	6,7	13,2	1,52	1,90	0,66	21,6	
08.07.2010	273	2,0	20	6,7	13,2	1,71	2,13	0,65	18,3	
12.07.2010	276	2,0	20	6,7	13,2	1,65	2,06	0,64	19,2	
15.07.2010	280	2,0	20	6,7	13,2	1,86	2,32	0,49	19,6	42
19.07.2010	282	2,0	20	6,7	13,2	1,74	2,17	0,72	20,4	
21.07.2010	284	2,0	20	6,7	13,2	1,75	2,19	0,68	18,9	
23.07.2010	287	2,0	20	6,7	13,2	1,54	1,93	0,61	18,6	
26.07.2010	289	2,0	20	6,7	13,2	0,98	1,22	0,45	20,0	
Mittelwert:	26		20	6,7	13,2	1,61	2,02	0,62	20,2	47,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,25	0,31	0,09	2,0	5,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: B <sub>A,BSBS</sub> = 3,0 g BSB <sub>g</sub>										
28.07.2010	291	3,0	20	10,9	8,1	1,34	1,67	0,58	18,0	22
30.07.2010	295	3,0	20	10,9	8,1	1,71	2,13	0,90	21,3	
03.08.2010	298	3,0	20	10,9	8,1	1,86	2,32	1,24	19,0	
06.08.2010	301	3,0	20	10,9	8,1	1,59	1,98	0,96	19,4	41
09.08.2010	304	3,0	20	10,9	8,1	1,81	2,27	1,05	20,9	
12.08.2010	309	3,0	20	10,9	8,1	2,52	3,15	1,34	25,1	
17.08.2010	312	3,0	20	10,9	8,1	1,68	2,10	0,82	19,5	38
20.08.2010	317	3,0	20	10,9	8,1	1,43	1,79	0,72	20,5	
25.08.2010	322	3,0	20	10,9	8,1	2,18	2,73	0,86	20,2	
Mittelwert:	31		20	10,9		1,79	2,24	0,94	20,1	38,0
Standardabweichung:			0	0,0		0,35	0,43	0,23	0,4	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: B <sub>A,BSBS</sub> = 4,0 g BSB <sub>g</sub>										
30.08.2010	325	4,0	20	14,7	6,0	2,20	2,75	0,96	18,2	
02.09.2010	329	4,0	20	14,7	6,0	2,15	2,68	0,86	20,2	37
06.09.2010	332	4,0	20	14,7	6,0	2,11	2,64	1,32	20,3	
09.09.2010	336	4,0	20	15,5	5,7	1,59	1,98	0,80	17,0	
13.09.2010	343	4,0	20	15,5	5,7	1,56	1,95	0,98	13,8	
20.09.2010	346	4,0	20	15,5	5,7	2,26	2,83	1,35	18,6	48
23.09.2010	350	4,0	20	15,5	5,7	2,23	2,79	1,17	19,0	
27.09.2010	353	4,0	20	15,5	5,7	3,19	3,99	1,22	17,7	
30.09.2010	357	4,0	20	15,5	5,7	2,82	3,52	1,20	22,6	
04.10.2010	361	4,0	20	16,5	5,4	1,81	2,27	0,87	16,8	
08.10.2010	365	4,0	20	17,5	5,0	2,65	3,32	1,00	18,8	41
12.10.2010	368	4,0	20	17,5	5,0	3,15	3,94	1,00	17,7	
15.10.2010	372	4,0	20	17,5	5,0	2,95	3,69	1,20	29,6	
19.10.2010	374	4,0	20	18,7	4,7	3,24	4,05	1,68	21,1	
21.10.2010	381	4,0	20	17,3	5,1	2,66	3,32	1,67	19,8	
28.10.2010	386	4,0	20	17,3	5,1	4,27	5,34	1,63	22,7	
02.11.2010	389	4,0	20	17,5	5,0	3,00	3,75	1,28	20,0	
05.11.2010	392	4,0	20	17,5	5,0	4,00	5,00	1,12	18,8	
08.11.2010	396	4,0	20	17,5	5,0	3,26	4,08	1,09	18,3	
Mittelwert:	71		20	16,1	5,51	2,71	3,38	1,20	20,4	42,5
Standardabweichung:			0	1,2	0,39	0,77	0,96	0,26	3,2	5,5
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru									*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage	Reaktor B								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. Im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS]	[g oTS]	[g oTS]	[g oTS/L]	[g TS/d]	[-]
					in 3,68 L Wa.	auf 1523 Stück K1	im Reaktor	je L Reaktor- volumen		
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: $B_{A,BSBS} = 1,0$ g BSB <sub>g</sub>										
25.05.2010	228	1,0	20	74,1	1,012				0,222	7,58
28.05.2010	231	1,0	20	163,4	1,857	3,516	5,373	1,343	0,490	7,43
31.05.2010	234	1,0	20	174,6	2,131				0,524	7,08
03.06.2010	238	1,0	20	166,8	1,656	5,109	6,765	1,691	0,500	7,42
07.06.2010	242	1,0	20	180,1	2,032				0,540	7,95
11.06.2010	245	1,0	20	67,6	1,296	3,742	5,038	1,259	0,203	8,01
14.06.2010	249	1,0	20	129,7	1,529				0,389	7,90
18.06.2010	252	1,0	20	178,3	1,981	4,956	6,937	1,734	0,535	7,48
21.06.2010	255	1,0	20	49,7	0,673				0,149	7,56
24.06.2010	259	1,0	20	192,2	1,999	5,799	7,798	1,950	0,577	7,93
Mittelwert:	31		20	144,7	1,684	4,625	6,382	1,596	0,4	7,6
Standardabweichung:			0	48,9	0,439	0,864	1,028	0,257	0,1	0,3
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: $B_{A,BSBS} = 2,0$ g BSB <sub>g</sub>										
28.06.2010	263	2,0	20	366,8	1,832				2,458	8,19
02.07.2010	269	2,0	20	212,8	1,633	9,012	10,645	2,661	1,426	7,73
08.07.2010	273	2,0	20	128,6	1,367	11,627	12,994	3,249	0,862	7,82
12.07.2010	276	2,0	20	149,2	1,456				1,000	6,33
15.07.2010	280	2,0	20	361,6	3,264	13,764	17,028	4,257	2,423	7,66
19.07.2010	282	2,0	20	215,2	2,364	13,026	15,390	3,847	1,442	6,74
21.07.2010	284	2,0	20	276,6	2,625				1,853	6,75
23.07.2010	287	2,0	20	327,4	2,564	11,971	14,535	3,634	2,194	6,50
26.07.2010	289	2,0	20	221,4	2,402	11,087	13,489	3,372	1,483	6,55
Mittelwert:	26		20	251,1	2,167	11,748	14,013	3,503	1,7	7,1
Standardabweichung:			0	82,4	0,597	1,510	1,997	0,499	0,6	0,7
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: $B_{A,BSBS} = 3,0$ g BSB <sub>g</sub>										
28.07.2010	291	3,0	20	119,8	1,611				1,306	7,25
30.07.2010	295	3,0	20							7,79
03.08.2010	298	3,0	20	185,6	2,532	14,049	16,581	4,145	2,023	7,77
06.08.2010	301	3,0	20	224,8	1,872	11,976	13,848	3,462	2,450	7,97
09.08.2010	304	3,0	20	104,2	1,154	11,245	12,399	3,100	1,136	7,89
12.08.2010	309	3,0	20	286,7	2,421	16,093	18,515	4,629	3,125	7,86
17.08.2010	312	3,0	20	132,7	0,812	12,236	13,048	3,262	1,446	6,12
20.08.2010	317	3,0	20	98,3	1,190	13,643	14,834	3,708	1,071	6,77
25.08.2010	322	3,0	20	472,1	3,798	12,233	16,031	4,008	5,146	6,31
Mittelwert:	31		20	234,4	1,933	12,704	14,638	3,659	2,555	6,4
Standardabweichung:			0	168,7	1,327	0,664	1,225	0,306	1,839	0,3
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: $B_{A,BSBS} = 4,0$ g BSB <sub>g</sub>										
30.08.2010	325	4,0	20	274,6	2,052	13,393	15,445	3,861	4,037	6,02
02.09.2010	329	4,0	20	75,2	0,930				1,105	6,04
06.09.2010	332	4,0	20	118,7	1,386	10,197	11,583	2,896	1,745	5,74
09.09.2010	336	4,0	20	87,9	1,192	12,072	13,264	3,316	1,362	5,71
13.09.2010	343	4,0	20	55,2	0,662	9,150	9,812	2,453	0,856	5,80
20.09.2010	346	4,0	20	84,9	1,004	9,088	10,092	2,523	1,316	7,02
23.09.2010	350	4,0	20	76,9	0,816				1,192	7,64
27.09.2010	353	4,0	20	173,2	1,585	11,230	12,815	3,204	2,685	6,93
30.09.2010	357	4,0	20	144,2	1,403				2,235	8,05
04.10.2010	361	4,0	20	88,5	1,089	11,928	13,017	3,254	1,460	6,21
08.10.2010	365	4,0	20	112,7	1,543	16,730	18,273	4,568	1,972	7,44
12.10.2010	368	4,0	20	146,1					2,557	7,57
15.10.2010	372	4,0	20	221,4	2,239	17,907	20,145	5,036	3,875	7,97
19.10.2010	374	4,0	20	584,6	3,777	16,853	20,630	5,157	10,932	7,87
21.10.2010	381	4,0	20	493,9					8,544	7,37
28.10.2010	386	4,0	20	122,5	1,577	16,172	17,749	4,437	2,119	7,90
02.11.2010	389	4,0	20	468,5	4,412	15,239	19,650	4,913	8,199	6,97
05.11.2010	392	4,0	20	65,6	0,813	19,232	20,045	5,011	1,148	7,63
08.11.2010	396	4,0	20	58,5	0,633	16,469	17,102	4,275	1,024	6,50
Mittelwert:	71		20	152,0	1,277	14,316	15,678	3,920	2,475	7,0
Standardabweichung:			0	120,8	0,494	3,452	3,521	0,880	2,080	0,9
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru				*	*	*	*	*	*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor B					
				NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
				[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]						
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0 \text{ g BSB}_g/\text{m}^2\text{d}</math></b>									
25.05.2010	228	1,0	20	18,90	4,14	73,7	8,62	140,5	96,5
28.05.2010	231	1,0	20	0,47	1,37	78,3	4,89	115,5	80,0
31.05.2010	234	1,0	20	1,28	0,76	75,3	5,86	160,2	77,3
03.06.2010	238	1,0	20	1,39	0,79	75,4	6,06	121,0	77,5
07.06.2010	242	1,0	20	0,54	0,16	69,4	6,07	107,3	70,1
11.06.2010	245	1,0	20	1,39	0,85	49,0	5,74	89,7	51,2
14.06.2010	249	1,0	20	0,82	0,90	58,1	6,93	95,3	59,8
18.06.2010	252	1,0	20	0,95	1,33	63,5	4,53	110,1	65,8
21.06.2010	255	1,0	20	1,07	0,30	72,1	5,72	116,0	73,4
24.06.2010	259	1,0	20	1,34	1,54	66,1	6,01	113,6	68,9
Mittelwert:	31		20	1,0	0,89	67,5	5,8	114	69
Standardabweichung:			0	0,3	0,44	8,9	0,7	19	9
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0 \text{ g BSB}_g/\text{m}^2\text{d}</math></b>									
28.06.2010	263	2,0	20	36,01	5,81	37,2	4,43	119,4	78,7
02.07.2010	269	2,0	20	16,88	13,12	40,8	3,33	110,5	70,2
08.07.2010	273	2,0	20	16,18	18,44	31,8	7,85	97,7	65,6
12.07.2010	276	2,0	20	1,18	0,16	72,4	9,56	124,7	73,8
15.07.2010	280	2,0	20	0,82	1,56	54,6	7,74	106,9	56,9
19.07.2010	282	2,0	20	7,85	1,83	77,2	9,07	125,9	86,8
21.07.2010	284	2,0	20	4,39	1,40	63,9	7,97	112,8	69,6
23.07.2010	287	2,0	20	2,25	1,01	69,2	7,62	112,3	72,4
26.07.2010	289	2,0	20	2,39	0,53	50,0	5,58	75,8	52,9
Mittelwert:	26		20	2,3	0,8	59,6	7,0	94,1	62,6
Standardabweichung:			0	0,1	0,2	9,6	2,0	18,3	9,8
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0 \text{ g BSB}_g/\text{m}^2\text{d}</math></b>									
28.07.2010	291	3,0	20	1,75	1,15	36,4	3,91	66,7	39,3
30.07.2010	295	3,0	20	23,11	1,93	44,0	5,4	96,6	68,9
03.08.2010	298	3,0	20	23,23	1,89	61,5	7,8	121,7	86,6
06.08.2010	301	3,0	20	33,80	2,22	32,1	5,87	97,8	68,1
09.08.2010	304	3,0	20	27,19	7,47	36,1	6,7	101,9	70,4
12.08.2010	309	3,0	20	43,41	23,38	18,0	6,21	115,5	83,8
17.08.2010	312	3,0	20	2,13	0,28	65,0	9,63	100,3	67,4
20.08.2010	317	3,0	20	0,98	2,36	44,3	5,64	87,0	47,5
25.08.2010	322	3,0	20	1,60	0,17	63,8	9,51	106,0	65,6
Mittelwert:	31		20	1,6	0,94	57,7	8,3	98	60
Standardabweichung:			0	0,5	1,01	9,5	1,9	8	9
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0 \text{ g BSB}_g/\text{m}^2\text{d}</math></b>									
30.08.2010	325	4,0	20	0,28	0,14	58,2	8,46	97,5	58,6
02.09.2010	329	4,0	20	0,98	0,16	55,6	7,98	94,6	56,7
06.09.2010	332	4,0	20	7,34	0,15	77,7	8,42	125,2	85,1
09.09.2010	336	4,0	20	7,02	0,18	79,4	9,17	128,7	86,6
13.09.2010	343	4,0	20	0,19	0,04	70,6	8,02	102,3	70,8
20.09.2010	346	4,0	20	6,57	3,97	56,0	6,35	100,9	66,4
23.09.2010	350	4,0	20	20,98	6,15	33,4	6,11	85,4	60,2
27.09.2010	353	4,0	20	1,30	0,48	59,3	7,46	91,9	61,1
30.09.2010	357	4,0	20	26,64	2,68	11,4	6,35	54,3	40,6
04.10.2010	361	4,0	20	0,33	0,08	62,5	11,27	97,2	63,0
08.10.2010	365	4,0	20	0,32	0,65	38,8	4,72	57,9	39,8
12.10.2010	368	4,0	20	6,79	2,29	30,1		57,3	39,1
15.10.2010	372	4,0	20	37,13	2,12	7,5	4,4	57,3	46,7
19.10.2010	374	4,0	20	30,61	3,03	39,7	3,81	100,2	73,2
21.10.2010	381	4,0	20	13,55	2,14	58,5	5,94	108,1	74,1
28.10.2010	386	4,0	20	25,25	2,15	35,5	3,89	98,1	62,8
02.11.2010	389	4,0	20	3,20	2,99	46,7	7,86	104,5	52,7
05.11.2010	392	4,0	20	9,36	3,15	35,1	6,35	78,1	47,5
08.11.2010	396	4,0	20	2,01	0,50	64,9	12,61	121,7	67,4
Mittelwert:	71		20	7,7	2,29	43,8	7,2	84,9	53,8
Standardabweichung:			0	8,6	1,82	16,3	2,2	21,6	10,7
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru...							*		
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*		*	*

Datum	Tag	Reaktor C								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: $B_{A,BSB5} = 1,0$ g BSB <sub>5</sub>										
25.05.2010	228	1,0	20	2,5	36,1	0,17	0,29	0,14	23,1	43
28.05.2010	231	1,0	20	2,5	36,1	0,59	0,98	0,28	21,8	
31.05.2010	234	1,0	20	2,5	36,1	0,58	0,97	0,30	18,9	
03.06.2010	238	1,0	20	2,5	36,1	0,51	0,86	0,29	19,8	
07.06.2010	242	1,0	20	2,5	36,1	0,41	0,68	0,23	19,7	
11.06.2010	245	1,0	20	2,5	36,1	0,35	0,58	0,20	17,2	
14.06.2010	249	1,0	20	2,5	36,1	0,30	0,51	0,22	13,4	
18.06.2010	252	1,0	20	2,5	36,1	0,44	0,74	0,25	13,6	
21.06.2010	255	1,0	20	2,5	36,1	0,42	0,70	0,27	13,3	
24.06.2010	259	1,0	20	2,5	36,1	0,71	1,19	0,30	22,3	
Mittelwert:	31		20	2,5	36,1	0,45	0,75	0,25	17,8	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,15	0,25	0,05	3,4	
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: $B_{A,BSB5} = 2,0$ g BSB <sub>5</sub>										
28.06.2010	263	2,0	20	5,6	16,1	1,49	2,48	0,77	29,4	50
02.07.2010	269	2,0	20	5,6	16,1	1,27	2,12	0,74	25,0	
08.07.2010	273	2,0	20	5,6	16,1	1,43	2,38	0,72	20,0	
12.07.2010	276	2,0	20	5,6	16,1	1,38	2,30	0,72	21,5	
15.07.2010	280	2,0	20	5,6	16,1	1,55	2,59	0,55	29,8	72
19.07.2010	282	2,0	20	5,6	16,1	1,45	2,42	0,81	31,5	
21.07.2010	284	2,0	20	5,6	16,1	1,47	2,44	0,75	25,9	
23.07.2010	287	2,0	20	5,6	16,1	1,29	2,15	0,68	18,0	
26.07.2010	289	2,0	20	5,6	16,1	0,82	1,36	0,50	20,0	
Mittelwert:	26		20	5,6	16,1	1,35	2,25	0,69	24,6	61,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,21	0,35	0,10	4,7	11,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: $B_{A,BSB5} = 3,0$ g BSB <sub>5</sub>										
28.07.2010	291	3,0	20	8,9	10,1	1,09	1,82	0,63	20,5	39
30.07.2010	295	3,0	20	8,9	10,1	1,39	2,32	0,98	26,1	
03.08.2010	298	3,0	20	8,9	10,1	1,52	2,53	1,35	24,2	
06.08.2010	301	3,0	20	8,9	10,1	1,30	2,16	1,04	17,3	42
09.08.2010	304	3,0	20	8,9	10,1	1,48	2,47	1,14	20,9	
12.08.2010	309	3,0	20	8,9	10,1	2,06	3,43	1,46	25,1	
17.08.2010	312	3,0	20	8,9	10,1	1,37	2,29	0,90	18,2	29
20.08.2010	317	3,0	20	8,9	10,1	1,17	1,95	0,79	19,8	
25.08.2010	322	3,0	20	8,9	10,1	1,78	2,97	0,94	17,0	
Mittelwert:	31		20	8,9		1,46	2,44	1,03	18,3	29,0
Standardabweichung:			0	0,0		0,28	0,47	0,25	1,1	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: $B_{A,BSB5} = 4,0$ g BSB <sub>5</sub>										
30.08.2010	325	4,0	20	11,5	7,8	1,72	2,87	1,00	17,5	
02.09.2010	329	4,0	20	11,5	7,8	1,68	2,80	0,90	17,1	32
06.09.2010	332	4,0	20	11,5	7,8	1,65	2,75	1,37	19,6	
09.09.2010	336	4,0	20	12,6	7,2	1,29	2,15	0,87	17,5	
13.09.2010	343	4,0	20	12,6	7,2	1,27	2,12	1,06	11,5	
20.09.2010	346	4,0	20	12,6	7,2	1,84	3,06	1,47	15,8	22
23.09.2010	350	4,0	20	12,6	7,2	1,81	3,02	1,27	18,0	
27.09.2010	353	4,0	20	12,6	7,2	2,59	4,32	1,32	18,5	
30.09.2010	357	4,0	20	12,6	7,2	2,29	3,81	1,30	18,7	
04.10.2010	361	4,0	20	12,6	7,2	1,38	2,31	0,89	16,2	
08.10.2010	365	4,0	20	7,6	11,9	1,15	1,92	0,58	13,8	22
12.10.2010	368	4,0	20	7,6	11,9	1,37	2,28	0,58	13,2	
15.10.2010	372	4,0	20	12,6	7,2	2,13	3,54	1,15	19,8	
19.10.2010	374	4,0	20	12,6	7,2	2,19	3,64	1,51	17,9	
21.10.2010	381	4,0	20	10,6	8,5	1,63	2,71	1,36	20,4	
28.10.2010	386	4,0	20	10,6	8,5	2,62	4,36	1,33	24,5	
02.11.2010	389	4,0	20	12,6	7,2	2,16	3,60	1,23	16,2	
05.11.2010	392	4,0	20	12,6	7,2	2,88	4,80	1,07	17,1	
08.11.2010	396	4,0	20	12,6	7,2	2,35	3,91	1,05	14,3	
Mittelwert:	71		20	12,0	7,6	1,99	3,32	1,18	18,4	27,0
Standardabweichung:			0	0,8	0,5	0,44	0,74	0,19	2,5	5,0
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrun									*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage			Reaktor C						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$\sigma TS_{susp}$	$\sigma TS_{sessil}$	$\sigma TS_{ges}$	$\sigma TS_{ges}$ - Konz. Im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g $\sigma TS$ ] in 3,76 L Wa.	[g $\sigma TS$ ] auf 1142 Stück K1	[g $\sigma TS$ ] im Reaktor	[g $\sigma TS$ /L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
Versuchsreihe CB-1,0 VR10: $B_{A,BSBS} = 1,0$ g BS										
25.05.2010	228	1,0	20	19,4	0,43				0,049	6,85
28.05.2010	231	1,0	20	60,9	0,73	2,92	3,65	0,912	0,152	7,32
31.05.2010	234	1,0	20	127,2	1,57				0,318	7,21
03.06.2010	238	1,0	20	79,4	1,03	3,45	4,48	1,120	0,199	7,34
07.06.2010	242	1,0	20	23,5	0,43				0,059	7,98
11.06.2010	245	1,0	20	174,7	2,23	2,58	4,80	1,201	0,437	7,98
14.06.2010	249	1,0	20	19,7	0,44				0,049	8,04
18.06.2010	252	1,0	20	254,6	2,39	1,97	4,37	1,091	0,637	7,44
21.06.2010	255	1,0	20	72,4	0,95				0,181	7,57
24.06.2010	259	1,0	20	51,9	0,92	4,34	5,27	1,317	0,130	7,82
Mittelwert:	31		20	96,0	1,189	3,053	4,512	1,128	0,240	7,6
Standardabweichung:			0	72,6	0,680	0,803	0,534	0,133	0,181	0,3
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-2,0 VR11: $B_{A,BSBS} = 2,0$ g BS										
28.06.2010	263	2,0	20	125,1	1,38				0,701	8,22
02.07.2010	269	2,0	20	715,8	4,63	6,87	11,50	2,875	4,008	7,97
08.07.2010	273	2,0	20	152,4	1,78	9,02	10,80	2,700	0,853	7,81
12.07.2010	276	2,0	20	83,8	1,19				0,469	6,92
15.07.2010	280	2,0	20	159,7	1,85	10,79	12,64	3,160	0,894	8,24
19.07.2010	282	2,0	20	119,6	1,00	9,35	10,35	2,588	0,670	8,21
21.07.2010	284	2,0	20	1051,9	5,71				5,891	7,90
23.07.2010	287	2,0	20	169,3	1,67	9,09	10,76	2,689	0,948	6,88
26.07.2010	289	2,0	20	46,1	0,66	10,99	11,65	2,912	0,258	6,87
Mittelwert:	26		20	291,5	2,207	9,350	11,282	2,821	1,633	7,7
Standardabweichung:			0	328,4	1,643	1,360	0,753	0,188	1,839	0,6
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
Versuchsreihe CB-3,0 VR12: $B_{A,BSBS} = 3,0$ g BS										
28.07.2010	291	3,0	20	43,4	0,58				0,386	7,66
30.07.2010	295	3,0	20							8,12
03.08.2010	298	3,0	20	65,8	0,90	11,78	12,68	3,170	0,586	8,03
06.08.2010	301	3,0	20	753,3	4,55	11,20	15,75	3,938	6,704	7,59
09.08.2010	304	3,0	20	304,8	2,45	11,87	14,32	3,580	2,713	8,13
12.08.2010	309	3,0	20	256,6	2,26	12,05	14,32	3,579	2,284	8,10
17.08.2010	312	3,0	20	324,4	1,57	10,95	12,52	3,130	2,887	6,41
20.08.2010	317	3,0	20	272,3	2,30	11,22	13,52	3,379	2,423	6,72
25.08.2010	322	3,0	20	412,6	3,49	11,56	15,05	3,762	3,672	6,70
Mittelwert:	31		20	336,4	2,453	11,242	13,695	3,424	2,994	6,6
Standardabweichung:			0	57,9	0,792	0,247	1,039	0,260	0,515	0,1
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
Versuchsreihe CB-4,0 VR13: $B_{A,BSBS} = 4,0$ g BS										
30.08.2010	325	4,0	20	227,3	2,41	10,97	13,38	3,346	2,614	6,09
02.09.2010	329	4,0	20	44,8	0,59				0,515	6,67
06.09.2010	332	4,0	20	85,3	0,78	8,68	9,46	2,364	0,981	6,23
09.09.2010	336	4,0	20	136,5	1,62	8,63	10,24	2,561	1,720	5,89
13.09.2010	343	4,0	20	53,7	0,59	7,73	8,33	2,082	0,677	6,57
20.09.2010	346	4,0	20	11,5	0,34	3,83	4,17	1,043	0,145	6,22
23.09.2010	350	4,0	20	115,1	1,39				1,450	5,64
27.09.2010	353	4,0	20	15,4	0,31	3,33	3,64	0,910	0,194	5,69
30.09.2010	357	4,0	20	174,1	1,68				2,194	7,41
04.10.2010	361	4,0	20	15,2	0,30	3,63	3,94	0,984	0,192	7,04
08.10.2010	365	4,0	20	14,1	0,37	4,93	5,30	1,325	0,107	7,51
12.10.2010	368	4,0	20	9,8					0,074	7,24
15.10.2010	372	4,0	20	239,2	2,69	7,02	9,71	2,427	3,014	7,95
19.10.2010	374	4,0	20	98,7	1,30	6,53	7,83	1,958	1,244	6,24
21.10.2010	381	4,0	20	189,6					2,010	7,84
28.10.2010	386	4,0	20	125,1	1,45	9,80	11,25	2,813	1,326	8,20
02.11.2010	389	4,0	20	59,6	0,79	8,34	9,12	2,281	0,751	7,17
05.11.2010	392	4,0	20	43,1	0,72	9,71	10,43	2,608	0,543	7,94
08.11.2010	396	4,0	20	15,8	0,38	10,20	10,58	2,644	0,199	7,66
Mittelwert:	71		20	117,3	1,277	8,605	9,903	2,476	1,393	7,0
Standardabweichung:			0	75,9	0,757	2,125	2,445	0,611	0,908	0,9
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrun				*	*	*	*	*	*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage			Reaktor C					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0</math> g BS</b>									
25.05.2010	228	1,0	20	13,61	1,56	80,4	8,72	140,2	95,5
28.05.2010	231	1,0	20	0,40	0,42	80,8	5,56	118,9	81,6
31.05.2010	234	1,0	20	1,01	0,49	76,7	5,57	161,3	78,2
03.06.2010	238	1,0	20	1,22	0,49	76,9	6,30	121,4	78,6
07.06.2010	242	1,0	20	0,59	0,09	64,9	6,34	104,1	65,6
11.06.2010	245	1,0	20	0,61	0,40	47,7	5,63	94,6	48,7
14.06.2010	249	1,0	20	0,38	0,03	69,2	7,23	106,5	69,6
18.06.2010	252	1,0	20	0,48	1,14	63,2	4,30	110,4	64,7
21.06.2010	255	1,0	20	0,68	0,34	70,5	5,13	114,0	71,5
24.06.2010	259	1,0	20	1,35	0,87	64,2	5,86	112,2	66,4
Mittelwert:	31		20	0,7	0,47	68,2	5,8	116	69
Standardabweichung:			0	0,3	0,33	9,3	0,8	18	9
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0</math> g BS</b>									
28.06.2010	263	2,0	20	44,02	5,66	26,8	4,46	107,0	76,2
02.07.2010	269	2,0	20	22,32	6,54	34,5	2,96	95,9	63,1
08.07.2010	273	2,0	20	20,07	10,29	36,6	7,30	97,0	66,6
12.07.2010	276	2,0	20	0,63	2,38	58,2	8,75	108,8	61,1
15.07.2010	280	2,0	20	35,94	7,27	14,1	7,13	61,0	57,0
19.07.2010	282	2,0	20	51,75	6,92	9,7	7,71	73,6	68,0
21.07.2010	284	2,0	20	36,42	11,99	13,8	6,37	71,3	61,7
23.07.2010	287	2,0	20	1,21	2,00	60,2	7,63	102,4	63,3
26.07.2010	289	2,0	20	2,19	1,87	43,9	4,91	65,3	47,8
Mittelwert:	26		20	1,7	1,9	52,0	6,4	83,9	55,6
Standardabweichung:			0	0,5	0,1	8,2	1,8	18,6	7,8
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0</math> g BS</b>									
28.07.2010	291	3,0	20	9,05	4,15	21,5	4,06	58,5	34,5
30.07.2010	295	3,0	20	42,33	8,10	13,8	4,71	75,6	63,8
03.08.2010	298	3,0	20	36,99	18,30	22,9	7,63	94,8	77,4
06.08.2010	301	3,0	20	21,19	15,81	30,5	6,20	98,6	66,9
09.08.2010	304	3,0	20	38,55	14,36	14,0	5,71	89,1	66,3
12.08.2010	309	3,0	20	46,19	19,07	20,2	5,92	119,3	84,7
17.08.2010	312	3,0	20	0,35	0,55	64,0	8,89	96,2	64,9
20.08.2010	317	3,0	20	1,67	2,66	44,9	5,79	87,6	49,1
25.08.2010	322	3,0	20	0,30	0,35	56,6	7,39	92,9	57,2
Mittelwert:	31		20	0,8	1,19	55,2	7,4	92	57
Standardabweichung:			0	0,6	1,04	7,9	1,3	4	6
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0</math> g BS</b>									
30.08.2010	325	4,0	20	0,23	0,24	55,1	8,13	89,7	55,5
02.09.2010	329	4,0	20	0,50	0,75	46,2	6,37	79,4	47,4
06.09.2010	332	4,0	20	7,05	0,39	69,0	7,08	112,7	76,4
09.09.2010	336	4,0	20	6,97	0,15	75,1	8,37	126,2	82,2
13.09.2010	343	4,0	20	0,18	0,05	66,9	6,04	94,0	67,1
20.09.2010	346	4,0	20	0,29	0,08	76,9	9,39	113,0	77,3
23.09.2010	350	4,0	20	3,49	0,06	77,2	8,69	121,4	80,8
27.09.2010	353	4,0	20	0,20	0,04	77,2	9,04	111,3	77,4
30.09.2010	357	4,0	20	1,06	0,30	54,2	6,64	89,0	55,6
04.10.2010	361	4,0	20	0,26	0,08	55,9	8,00	87,2	56,2
08.10.2010	365	4,0	20	0,26	0,09	44,3	5,31	68,6	44,7
12.10.2010	368	4,0	20	0,28	0,06	55,4		76,7	55,8
15.10.2010	372	4,0	20	11,02	2,16	35,5	4,58	72,6	48,6
19.10.2010	374	4,0	20	2,64	0,22	69,3	5,64	107,2	72,2
21.10.2010	381	4,0	20	17,52	3,08	45,9	4,01	99,9	66,3
28.10.2010	386	4,0	20	25,32	7,02	24,4	2,96	87,1	56,4
02.11.2010	389	4,0	20	0,41	1,09	50,9	8,48	97,4	52,4
05.11.2010	392	4,0	20	0,64	0,29	33,3	6,86	50,3	34,2
08.11.2010	396	4,0	20	0,22	0,14	43,6	7,42	71,5	44,0
Mittelwert:	71		20	0,7	0,22	56,9	6,7	88,6	57,8
Standardabweichung:			0	1,0	0,30	14,7	1,9	21,4	15,0
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru							*		
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*		*	*

Datum	Tage	Reaktor D								
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSBS}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0</math> g BS</b>										
25.05.2010	228	1,0	20	1,6	57,6	0,11	0,27	0,14	17,9	22
28.05.2010	231	1,0	20	1,6	57,6	0,38	0,94	0,27	19,4	
31.05.2010	234	1,0	20	1,6	57,6	0,37	0,93	0,29	18,0	
03.06.2010	238	1,0	20	1,6	57,6	0,33	0,82	0,28	15,5	
07.06.2010	242	1,0	20	1,6	57,6	0,26	0,65	0,22	16,1	
11.06.2010	245	1,0	20	1,6	57,6	0,22	0,56	0,19	14,7	
14.06.2010	249	1,0	20	1,6	57,6	0,19	0,49	0,21	12,7	
18.06.2010	252	1,0	20	1,6	57,6	0,28	0,71	0,24	13,7	
21.06.2010	255	1,0	20	1,6	57,6	0,27	0,67	0,26	11,7	
24.06.2010	259	1,0	20	1,6	57,6	0,46	1,14	0,29	15,8	
Mittelwert:	31		20	1,6	57,6	0,29	0,72	0,24	15,3	
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,10	0,24	0,05	2,3	
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0</math> g BS</b>										
28.06.2010	263	2,0	20	3,4	27,1	0,90	2,26	0,70	21,5	42
02.07.2010	269	2,0	20	3,4	27,1	0,77	1,93	0,67	24,7	
08.07.2010	273	2,0	20	3,4	27,1	0,87	2,17	0,66	17,5	
12.07.2010	276	2,0	20	3,4	27,1	0,84	2,09	0,65	20,1	
15.07.2010	280	2,0	20	3,4	27,1	0,94	2,36	0,50	19,3	44
19.07.2010	282	2,0	20	3,4	27,1	0,88	2,21	0,73	19,4	
21.07.2010	284	2,0	20	3,4	27,1	0,89	2,22	0,69	18,3	
23.07.2010	287	2,0	20	3,4	27,1	0,78	1,96	0,62	17,9	
26.07.2010	289	2,0	20	3,4	27,1	0,49	1,24	0,45	17,6	
Mittelwert:	26		20	3,4	27,1	0,82	2,05	0,63	19,6	43,0
Standardabweichung:			0	0,0	0,0	0,13	0,32	0,09	2,2	1,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0</math> g BS</b>										
28.07.2010	291	3,0	20	5,4	17,1	0,66	1,65	0,58	16,8	17
30.07.2010	295	3,0	20	5,4	17,1	0,85	2,11	0,89	22,4	
03.08.2010	298	3,0	20	5,4	17,1	0,92	2,30	1,23	18,1	
06.08.2010	301	3,0	20	5,4	17,1	0,79	1,96	0,95	18,6	37
09.08.2010	304	3,0	20	5,4	17,1	0,90	2,24	1,04	16,2	
12.08.2010	309	3,0	20	5,4	17,1	1,25	3,12	1,33	22,0	
17.08.2010	312	3,0	20	5,4	17,1	0,83	2,09	0,82	18,6	31
20.08.2010	317	3,0	20	5,4	17,1	0,71	1,77	0,72	16,4	
25.08.2010	322	3,0	20	5,4	17,1	1,08	2,71	0,85	17,0	
Mittelwert:	31		20	5,4		0,89	2,22	0,93	17,3	31,0
Standardabweichung:			0	0,0		0,17	0,43	0,23	0,9	0,0
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E									*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0</math> g BS</b>										
30.08.2010	325	4,0	20	7,6	12,1	1,14	2,84	0,99	16,8	
02.09.2010	329	4,0	20	7,6	12,1	1,11	2,77	0,89	16,9	37
06.09.2010	332	4,0	20	7,6	12,1	1,09	2,73	1,36	20,5	
09.09.2010	336	4,0	20	8,3	11,1	0,85	2,13	0,86	16,9	
13.09.2010	343	4,0	20	8,3	11,1	0,84	2,09	1,05	11,7	
20.09.2010	346	4,0	20	8,3	11,1	1,21	3,03	1,45	16,4	31
23.09.2010	350	4,0	20	8,3	11,1	1,20	2,99	1,26	18,7	
27.09.2010	353	4,0	20	8,3	11,1	1,71	4,27	1,31	18,2	
30.09.2010	357	4,0	20	8,3	11,1	1,51	3,77	1,28	26,4	
04.10.2010	361	4,0	20	8	11,5	0,88	2,20	0,85	15,7	
08.10.2010	365	4,0	20	8	11,5	1,21	3,03	0,91	15,8	31
12.10.2010	368	4,0	20	8	11,5	1,44	3,60	0,91	15,1	
15.10.2010	372	4,0	20	8,9	10,4	1,50	3,75	1,22	20,1	
19.10.2010	374	4,0	20	8,9	10,4	1,54	3,86	1,60	23,4	
21.10.2010	381	4,0	20	7,6	12,1	1,17	2,92	1,46	21,1	
28.10.2010	386	4,0	20	7,6	12,1	1,88	4,69	1,43	18,7	
02.11.2010	389	4,0	20	9,12	10,1	1,56	3,91	1,33	18,7	
05.11.2010	392	4,0	20	9,12	10,1	2,08	5,21	1,16	17,0	
08.11.2010	396	4,0	20	9,12	10,1	1,70	4,25	1,14	15,4	
Mittelwert:	71		20	8,2	11,3	1,37	3,42	1,21	18,7	34,0
Standardabweichung:			0	0,6	0,8	0,35	0,88	0,20	2,9	3,0
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgrun									*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	Reaktor D						
				OD = TS	$\sigma TS_{susp}$	$\sigma TS_{sessil}$	$\sigma TS_{ges}$	$\sigma TS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g $\sigma TS$ ] in 3,84 L Wa.	[g $\sigma TS$ ] auf 762 Stück K1	[g $\sigma TS$ ] im Reaktor	[g $\sigma TS/L$ ] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0</math> g BS</b>										
25.05.2010	228	1,0	20	67,7	0,66				0,108	6,64
28.05.2010	231	1,0	20	69,7	1,12	2,15	3,26	0,816	0,112	7,10
31.05.2010	234	1,0	20	64,6	1,18				0,103	7,44
03.06.2010	238	1,0	20	278,6	2,05	2,65	4,70	1,174	0,446	7,25
07.06.2010	242	1,0	20	27,6	0,53				0,044	6,02
11.06.2010	245	1,0	20	147,3	2,18	2,40	4,58	1,145	0,236	7,85
14.06.2010	249	1,0	20	219,2	2,43				0,351	7,92
18.06.2010	252	1,0	20	248,4	2,59	1,82	4,41	1,102	0,397	7,45
21.06.2010	255	1,0	20	110,1	1,66				0,176	7,58
24.06.2010	259	1,0	20	101,4	1,59	2,76	4,35	1,088	0,162	7,81
Mittelwert:	31		20	140,8	1,704	2,355	4,261	1,065	0,225	7,4
Standardabweichung:			0	83,6	0,639	0,343	0,514	0,128	0,134	0,5
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0</math> g BS</b>										
28.06.2010	263	2,0	20	197,8	1,89				0,673	7,14
02.07.2010	269	2,0	20	223,5	2,31	5,51	7,82	1,955	0,760	7,75
08.07.2010	273	2,0	20	63,6	1,00	5,89	6,88	1,721	0,216	7,30
12.07.2010	276	2,0	20	88,2	1,35				0,300	6,23
15.07.2010	280	2,0	20	99,8	1,30	6,40	7,70	1,925	0,339	7,48
19.07.2010	282	2,0	20	89,4	1,42	7,11	8,54	2,134	0,304	6,75
21.07.2010	284	2,0	20	512,2	4,35				1,741	6,37
23.07.2010	287	2,0	20	297,4	2,99	8,08	11,06	2,766	1,011	6,39
26.07.2010	289	2,0	20	19,5	0,33	8,57	8,90	2,224	0,066	6,56
Mittelwert:	26		20	176,8	1,883	6,926	8,483	2,121	0,601	6,9
Standardabweichung:			0	144,8	1,132	1,111	1,320	0,330	0,492	0,5
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0</math> g BS</b>										
28.07.2010	291	3,0	20	19,6	0,38				0,106	6,85
30.07.2010	295	3,0	20		0,00					7,38
03.08.2010	298	3,0	20	14,5	0,41	10,13	10,55	2,637	0,078	7,18
06.08.2010	301	3,0	20	128,1	1,29	9,38	10,67	2,667	0,692	7,74
09.08.2010	304	3,0	20	192,4	1,99	9,98	11,97	2,993	1,039	6,97
12.08.2010	309	3,0	20	69,5	0,97	11,45	12,42	3,104	0,375	7,37
17.08.2010	312	3,0	20	29,1	0,36	10,84	11,20	2,801	0,157	6,30
20.08.2010	317	3,0	20	94,6	0,94	10,51	11,44	2,861	0,511	6,46
25.08.2010	322	3,0	20	75,3	0,97	10,15	11,12	2,781	0,407	6,25
Mittelwert:	31		20	66,3	0,756	10,501	11,256	2,814	0,358	6,3
Standardabweichung:			0	27,5	0,279	0,281	0,137	0,034	0,148	0,1
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0</math> g BS</b>										
30.08.2010	325	4,0	20	108,2	1,80	10,28	12,07	3,019	0,822	6,36
02.09.2010	329	4,0	20	49,6	0,75				0,377	6,73
06.09.2010	332	4,0	20	28,7	0,50	8,55	9,05	2,262	0,218	7,53
09.09.2010	336	4,0	20	269,6	3,03	7,96	10,99	2,747	2,238	5,81
13.09.2010	343	4,0	20	256,8	2,43	6,70	9,13	2,283	2,131	7,38
20.09.2010	346	4,0	20	192,6	1,95	6,27	8,21	2,053	1,599	6,42
23.09.2010	350	4,0	20	128,6	1,50				1,067	7,50
27.09.2010	353	4,0	20	149,8	1,45	4,96	6,40	1,600	1,243	6,11
30.09.2010	357	4,0	20	114,8	1,58				0,953	8,13
04.10.2010	361	4,0	20	57,9	0,72	5,63	6,35	1,587	0,463	7,44
08.10.2010	365	4,0	20	31,4	0,67	8,09	8,76	2,190	0,251	7,34
12.10.2010	368	4,0	20	92,7					0,742	7,50
15.10.2010	372	4,0	20	148,7	1,93	8,38	10,31	2,576	1,323	7,98
19.10.2010	374	4,0	20	121,9	1,17	8,91	10,08	2,520	1,085	7,68
21.10.2010	381	4,0	20	102,3					0,777	6,75
28.10.2010	386	4,0	20	100,7	1,29	10,67	11,96	2,991	0,765	5,99
02.11.2010	389	4,0	20	207,8	1,93	10,91	12,84	3,210	1,895	6,98
05.11.2010	392	4,0	20	114,8	1,67	11,33	13,00	3,250	1,047	7,05
08.11.2010	396	4,0	20	199,7	2,05	11,54	13,59	3,397	1,821	6,10
Mittelwert:	71		20	129,9	1,640	9,371	11,147	2,787	1,084	6,9
Standardabweichung:			0	63,2	0,642	1,743	1,756	0,439	0,557	0,7
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru				*	*	*	*	*	*	*
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E										



Datum	Tage	Reaktor D							
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-1,0 VR10: <math>B_{A,BSBS} = 1,0</math> g BS</b>									
25.05.2010	228	1,0	20	8,09	0,50	79,7	8,68	127,9	88,3
28.05.2010	231	1,0	20	0,39	0,33	77,4	6,26	118,4	78,1
31.05.2010	234	1,0	20	0,69	0,38	74,2	5,42	160,8	75,3
03.06.2010	238	1,0	20	0,75	0,12	79,3	6,44	121,3	80,2
07.06.2010	242	1,0	20	0,58	0,01	98,3	9,11	143,9	98,9
11.06.2010	245	1,0	20	0,48	0,10	59,0	5,90	109,5	59,6
14.06.2010	249	1,0	20	0,40	0,06	67,1	6,49	103,4	67,5
18.06.2010	252	1,0	20	0,40	0,30	70,6	5,17	115,2	71,3
21.06.2010	255	1,0	20	0,82	0,21	70,9	5,04	113,3	71,9
24.06.2010	259	1,0	20	0,62	0,49	65,1	5,51	112,8	66,2
Mittelwert:	31		20	0,6	0,22	73,5	6,1	122	74
Standardabweichung:			0	0,2	0,15	10,6	1,2	17	11
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-2,0 VR11: <math>B_{A,BSBS} = 2,0</math> g BS</b>									
28.06.2010	263	2,0	20	14,16	0,99	66,7	5,75	130,5	81,8
02.07.2010	269	2,0	20	16,26	0,77	52,2	3,60	110,7	69,2
08.07.2010	273	2,0	20	4,25	0,73	62,3	7,78	109,4	67,3
12.07.2010	276	2,0	20	1,14	0,05	73,3	9,09	117,2	74,5
15.07.2010	280	2,0	20	1,70	0,41	64,3	8,15	114,3	66,4
19.07.2010	282	2,0	20	6,07	0,02	80,4	9,35	127,2	86,5
21.07.2010	284	2,0	20	4,54	0,46	70,5	8,85	124,3	75,5
23.07.2010	287	2,0	20	5,02	0,39	72,0	8,34	115,9	77,4
26.07.2010	289	2,0	20	3,01	0,13	56,8	6,46	82,1	59,9
Mittelwert:	26		20	4,0	0,3	64,4	7,5	99,0	68,7
Standardabweichung:			0	1,0	0,1	7,6	1,8	16,9	8,8
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-3,0 VR12: <math>B_{A,BSBS} = 3,0</math> g BS</b>									
28.07.2010	291	3,0	20	0,73	0,41	46,1	4,79	74,0	47,2
30.07.2010	295	3,0	20	16,39	0,67	54,2	7,62	102,0	71,2
03.08.2010	298	3,0	20	14,47	0,82	69,1	8,41	122,5	84,4
06.08.2010	301	3,0	20	23,66	0,70	53,2	6,54	114,6	77,5
09.08.2010	304	3,0	20	11,99	0,87	66,7	7,74	119,6	79,5
12.08.2010	309	3,0	20	25,21	2,14	62,9	7,17	141,0	90,2
17.08.2010	312	3,0	20	5,75	0,30	70,3	8,54	110,8	76,3
20.08.2010	317	3,0	20	2,95	0,70	51,8	6,58	92,3	55,4
25.08.2010	322	3,0	20	0,59	0,04	59,6	8,14	100,5	60,2
Mittelwert:	31		20	3,1	0,35	60,5	7,8	101	64
Standardabweichung:			0	2,1	0,27	7,6	0,8	8	9
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*	*	*	*
<b>Versuchsreihe CB-4,0 VR13: <math>B_{A,BSBS} = 4,0</math> g BS</b>									
30.08.2010	325	4,0	20	0,25	0,32	50,2	6,72	83,5	50,8
02.09.2010	329	4,0	20	0,49	0,92	43,3	6,01	75,8	44,7
06.09.2010	332	4,0	20	19,76	1,31	41,0	5,78	87,9	62,0
09.09.2010	336	4,0	20	3,92	0,09	74,9	9,11	117,0	78,9
13.09.2010	343	4,0	20	0,17	0,05	54,5	4,73	79,8	54,7
20.09.2010	346	4,0	20	0,24	0,06	73,0	8,31	104,0	73,3
23.09.2010	350	4,0	20	14,77	1,61	46,1	5,81	89,6	62,4
27.09.2010	353	4,0	20	1,87	0,05	86,9	11,90	118,0	88,8
30.09.2010	357	4,0	20	35,48	1,42	16,6	6,28	68,6	53,5
04.10.2010	361	4,0	20	0,23	0,27	46,0	6,27	68,6	46,5
08.10.2010	365	4,0	20	0,30	0,27	47,2	5,31	69,8	47,8
12.10.2010	368	4,0	20	0,23	0,13	48,2		67,1	48,6
15.10.2010	372	4,0	20	19,89	3,40	26,1	4,97	66,4	49,3
19.10.2010	374	4,0	20	23,70	17,08	27,5	4,44	89,2	67,5
21.10.2010	381	4,0	20	4,06	4,11	58,7	7,23	106,0	66,7
28.10.2010	386	4,0	20	0,98	0,39	63,9	6,43	110,6	65,2
02.11.2010	389	4,0	20	4,44	1,72	52,9	7,83	101,2	59,0
05.11.2010	392	4,0	20	0,51	0,61	54,9	6,79	85,3	56,0
08.11.2010	396	4,0	20	0,72	0,26	63,5	10,77	117,6	64,5
Mittelwert:	71		20	5,9	0,64	53,5	7,0	89,0	60,0
Standardabweichung:			0	10,8	0,64	17,7	1,6	19,3	12,5
*: Mittelwert und Standardabweichung aufgru							*		
*: Mittelwert und Standardabweichung nach E				*	*	*		*	*

Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$ [g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	Zulauf									
			T	TOC	CSB	pH-Wert	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
			[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[-]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSB5} = 5,0</math> g BSB<sub>5</sub>/(m<sup>2</sup>·d) bei T = 20 °C</b>												
12.11.2010	399	5,0	20	82,0	282	7,37	62,38	0,02	0,0	7,08	96,0	62,4
15.11.2010	403	5,0	20	112,5		7,55	65,10	0,04	0,0	7,06	90,8	65,1
19.11.2010	406	5,0	20	106,5		7,48	63,39	0,10	0,0	6,64	93,4	63,5
22.11.2010	409	5,0	20	76,4		7,78	48,92	0,02	0,0	3,96	79,4	48,9
25.11.2010	416	5,0	20	120,9		7,58	37,49	0,02	0,0	5,12	54,1	37,5
02.12.2010	424	5,0	20	86,7		7,72	52,66	0,02	0,0	6,34	77,5	52,7
10.12.2010	425	5,0	20	90,6		7,45	70,54	0,03	0,0	6,71	112,5	70,6
11.12.2010												
<b>Mittelwert:</b>	26		20	96,5	282,0	7,6	57,2	0,04	0,0	6,1	86	57
<b>Standardabweichung:</b>			0	15,6	0,0	0,1	10,6	0,03	0,0	1,1	17	11
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach Einfahrphase (gerahmte Zellen)</b>												

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlammablagerungen an der Reaktorwand wurden mit Bürste entfernt.

Datum	Tage			Reaktor A						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH_4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> ·d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSB5} = 5,0</math> g BS</b>										
12.11.2010	399	5,0	20	26,8	3,2	4,18	4,18	1,67	19,4	57
15.11.2010	403	5,0	20	26,8	3,2	5,73	5,73	1,74	20,1	
19.11.2010	406	5,0	20	26,8	3,2	5,42	5,42	1,70	16,8	
22.11.2010	409	5,0	20	26,8	3,2	3,89	3,89	1,31	15,4	
25.11.2010	416	5,0	20	26,8	3,2	6,16	6,16	1,00	54,0	
02.12.2010	424	5,0	20	25,4	3,4	4,18	4,18	1,34	19,9	
10.12.2010	425	5,0	20	24,8	3,5	4,27	4,27	1,75	18,9	
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	26,3	3,3	4,83	4,83	1,50	23,5	57,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,8	0,1	0,84	0,84	0,27	12,6	0,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach Ei</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor A						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,6 L Wa.	[g oTS] auf 1904 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
<b>Versuchsreihe CB-5.0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>										
12.11.2010	399	5,0	20	274,4	2,040	18,584	20,624	5,156	7,354	8,19
15.11.2010	403	5,0	20	210,9	1,864	18,568	20,431	5,108	5,652	6,20
19.11.2010	406	5,0	20	131,9	1,569	22,042	23,611	5,903	3,535	7,20
22.11.2010	409	5,0	20	123,5	1,328	19,568	20,896	5,224	3,310	6,96
25.11.2010	416	5,0	20	148,7	1,247	25,320	26,567	6,642	3,985	8,08
02.12.2010	424	5,0	20	332,9	3,059	20,961	24,021	6,005	8,456	7,79
10.12.2010	425	5,0	20	317,8	2,835	17,410	20,244	5,061	7,881	6,97
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	220,0	2,0	20,4	22,3	5,6	5,7	7,3
<b>Standardabweichung:</b>			0	82,4	0,7	2,5	2,2	0,6	2,0	0,7
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor A					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB<sub>g</sub></b>									
12.11.2010	399	5,0	20	34,90	4,35	15,1	5,34	85,0	54,1
15.11.2010	403	5,0	20	0,65	0,41	51,4	8,61	105,6	52,4
19.11.2010	406	5,0	20	0,30	1,29	60,5	6,35	88,2	62,0
22.11.2010	409	5,0	20	0,30	0,53	48,5	5,38	83,9	49,3
25.11.2010	416	5,0	20	27,28	1,55	4,3	3,86	46,6	33,0
02.12.2010	424	5,0	20	4,00	2,64	27,1	4,82	56,1	33,6
10.12.2010	425	5,0	20	0,50	0,33	66,9	7,15	103,5	67,7
11.12.2010									
<b>Mittelwert:</b>	26		20	5,5	1,1	43,1	5,9	80,7	49,7
<b>Standardabweichung:</b>			0	9,8	0,8	21,3	1,5	22,3	13,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>				*	*	*		*	*

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor B						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSB5} = 5,0</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
12.11.2010	399	5,0	20	21,6	4,1	3,37	4,21	1,68	16,1	38
15.11.2010	403	5,0	20	21,6	4,1	4,62	5,77	1,76	19,9	
19.11.2010	406	5,0	20	21,6	4,1	4,37	5,46	1,71	19,8	
22.11.2010	409	5,0	20	21,6	4,1	3,14	3,92	1,32	16,0	
25.11.2010	416	5,0	20	21,6	4,1	4,96	6,20	1,01	41,9	
02.12.2010	424	5,0	20	20,8	4,2	3,43	4,28	1,37	26,2	
10.12.2010	425	5,0	20	19,6	4,5	3,37	4,22	1,73	23,4	
11.12.2010								0,00		
<b>Mittelwert:</b>	26		20	21,2	4,2	3,89	4,87	1,51	23,3	38,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,7	0,1	0,68	0,85	0,26	8,3	0,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor B						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,68 L Wa.	[g oTS] auf 1523 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
<b>Versuchsreihe CB-5.0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>										
12.11.2010	399	5,0	20	129,1	1,227	17,606	18,833	4,708	2,789	7,84
15.11.2010	403	5,0	20	105,3	0,888	18,182	19,070	4,767	2,274	6,66
19.11.2010	406	5,0	20	84,5	1,208	21,997	23,205	5,801	1,825	7,83
22.11.2010	409	5,0	20	72,4	0,937	18,819	19,755	4,939	1,564	7,25
25.11.2010	416	5,0	20	237,9	1,995	22,400	24,395	6,099	5,139	7,94
02.12.2010	424	5,0	20	109,7	1,003	17,385	18,388	4,597	2,282	8,15
10.12.2010	425	5,0	20	182,7	1,833	15,656	17,489	4,372	3,581	7,97
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	131,7	1,299	18,863	20,162	5,041	2,779	7,7
<b>Standardabweichung:</b>			0	54,5	0,409	2,294	2,408	0,602	1,140	0,5
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor B					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>									
12.11.2010	399	5,0	20	20,98	2,24	29,2	6,04	87,3	52,3
15.11.2010	403	5,0	20	0,69	0,58	43,2	7,88	85,3	44,4
19.11.2010	406	5,0	20	26,37	2,83	19,8	5,64	71,3	48,9
22.11.2010	409	5,0	20	0,37	0,84	34,0	5,08	67,9	35,2
25.11.2010	416	5,0	20	21,61	1,27	12,2	3,93	51,8	35,1
02.12.2010	424	5,0	20	45,10	0,89	4,9	5,32	58,3	50,9
10.12.2010	425	5,0	20	23,13	5,61	32,6	6,04	86,1	61,1
11.12.2010									
<b>Mittelwert:</b>	26		20	19,5	2,0	24,5	5,7	70,1	45,9
<b>Standardabweichung:</b>			0	15,5	1,8	13,3	1,1	12,7	9,1
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>				*	*	*		*	*

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:



Datum	Tage	vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Reaktor C						
				Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		$[g\ BSB_5/(m^2 \cdot d)]$	$[^{\circ}C]$	$[L/d]$	$[h]$	$[g/d]$	$[g\ BSB_5/(m^2 \cdot d)]$	$[g\ NH_4-N/(m^2 \cdot d)]$	$[mg/L]$	$[mg/L]$
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSB5} = 5,0\ g\ BSB_5</math></b>										
12.11.2010	399	5,0	20	19,2	4,7	2,99	4,99	2,00	22,5	61
15.11.2010	403	5,0	20	18,2	5,0	3,89	6,48	1,97	15,9	
19.11.2010	406	5,0	20	17,2	5,2	3,48	5,80	1,82	13,6	
22.11.2010	409	5,0	20	17,2	5,2	2,50	4,16	1,40	13,7	
25.11.2010	416	5,0	20	17,2	5,2	3,95	6,59	1,07	30,1	
02.12.2010	424	5,0	20	16,4	5,5	2,70	4,50	1,44	20,2	
10.12.2010	425	5,0	20	14,7	6,1	2,53	4,22	1,73	16,2	
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	17,2	5,3	3,15	5,25	1,63	18,9	61,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	1,3	0,4	0,58	0,96	0,31	5,5	0,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor C						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,76 L Wa.	[g oTS] auf 1142 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
<b>Versuchsreihe CB-5.0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>										
12.11.2010	399	5,0	20	58,6	0,59	11,73	12,32	3,080	1,125	8,09
15.11.2010	403	5,0	20	9,5	0,35	11,36	11,71	2,928	0,173	7,17
19.11.2010	406	5,0	20	9,3	0,46	12,16	12,62	3,156	0,160	7,53
22.11.2010	409	5,0	20	10,2	0,26	11,76	12,02	3,005	0,175	7,01
25.11.2010	416	5,0	20	53,4	0,55	13,93	14,47	3,618	0,918	7,93
02.12.2010	424	5,0	20	174,4	1,79	10,59	12,38	3,096	2,860	7,81
10.12.2010	425	5,0	20	64,3	0,82	9,16	9,98	2,496	0,945	6,77
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	54,2	0,689	11,528	12,217	3,054	0,908	7,5
<b>Standardabweichung:</b>			0	54,1	0,481	1,351	1,229	0,307	0,886	0,5
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor C					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>									
12.11.2010	399	5,0	20	36,21	6,16	8,9	5,42	75,5	51,0
15.11.2010	403	5,0	20	0,56	0,19	42,2	9,37	84,6	43,0
19.11.2010	406	5,0	20	1,06	0,10	45,1	6,42	66,5	46,2
22.11.2010	409	5,0	20	0,22	0,06	46,9	7,61	76,2	47,2
25.11.2010	416	5,0	20	33,13	1,11	2,6	4,26	46,7	36,7
02.12.2010	424	5,0	20	5,15	2,57	33,8	5,13	67,4	41,4
10.12.2010	425	5,0	20	1,04	0,30	64,0	7,58	92,6	65,4
11.12.2010									
<b>Mittelwert:</b>	26		20	6,9	0,7	39,1	6,5	72,3	46,7
<b>Standardabweichung:</b>			0	11,9	0,9	18,7	1,6	14,7	9,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>				*	*	*		*	*

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor D						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSB5}$	T	Zulauf $Q_d$	hydraul. Verweil- zeit	Zulauf- fracht $B_{d,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,BSB5}$	reale Flächen Belastung $B_{A,NH4-N}$	TOC	CSB
		[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[°C]	[L/d]	[h]	[g/d]	[g BSB <sub>5</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[g NH <sub>4</sub> -N/(m <sup>2</sup> *d)]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSB5} = 5,0</math> g BSB<sub>5</sub></b>										
12.11.2010	399	5,0	20	11	8,4	1,71	4,28	1,72	17,7	38
15.11.2010	403	5,0	20	11	8,4	2,35	5,88	1,79	18,5	
19.11.2010	406	5,0	20	10,8	8,5	2,19	5,46	1,71	15,4	
22.11.2010	409	5,0	20	10,8	8,5	1,57	3,92	1,32	13,3	
25.11.2010	416	5,0	20	10,8	8,5	2,48	6,20	1,01	15,1	
02.12.2010	424	5,0	20	10,1	9,1	1,66	4,16	1,33	29,7	
10.12.2010	425	5,0	20	9,3	9,9	1,60	4,00	1,64	16,3	
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	10,5	8,8	1,94	4,84	1,50	18,0	38,0
<b>Standardabweichung:</b>			0	0,6	0,5	0,36	0,90	0,27	5,0	0,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor D						
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	OD = TS	$oTS_{susp}$	$oTS_{sessil}$	$oTS_{ges}$	$oTS_{ges}$ - Konz. im Reaktor	$TS_{susp} =$ $TS_{us}$	pH-Wert
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> ·d)]	[°C]	[mg/L]	[g oTS] in 3,84 L Wa.	[g oTS] auf 762 Stück K1	[g oTS] im Reaktor	[g oTS/L] je L Reaktor- volumen	[g TS/d]	[-]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB</b>										
12.11.2010	399	5,0	20	119,7	1,47	12,44	13,91	3,478	1,317	7,63
15.11.2010	403	5,0	20	169,4	1,63	12,47	14,10	3,525	1,863	5,83
19.11.2010	406	5,0	20	84,0	1,48	12,05	13,52	3,381	0,907	6,67
22.11.2010	409	5,0	20	282,3	3,18	11,28	14,46	3,614	3,049	6,70
25.11.2010	416	5,0	20	206,3	2,07	10,60	12,67	3,167	2,228	7,42
02.12.2010	424	5,0	20	149,6	1,53	8,69	10,22	2,555	1,511	7,86
10.12.2010	425	5,0	20	30,1	0,56	7,02	7,58	1,895	0,280	7,55
11.12.2010										
<b>Mittelwert:</b>	26		20	148,8	1,703	10,649	12,352	3,088	1,594	7,1
<b>Standardabweichung:</b>			0	76,2	0,733	1,922	2,352	0,588	0,834	0,7
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>										

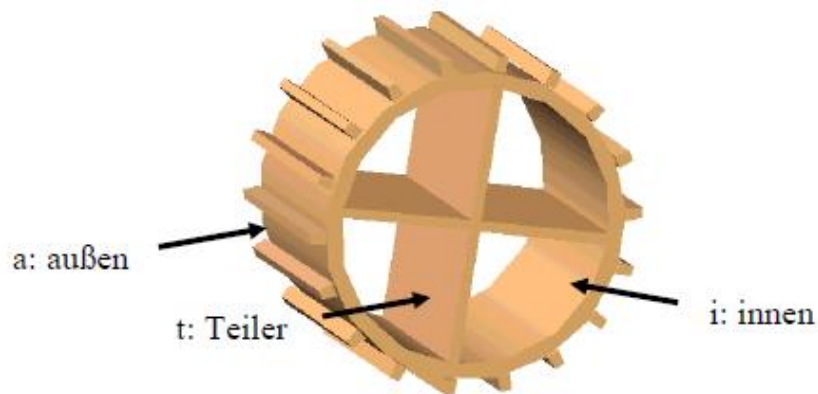
BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

Datum	Tage			Reaktor D					
		vorgegebene Flächen- belastung $B_{A,BSBS}$	T	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	P <sub>ortho</sub>	N <sub>ges</sub>	N <sub>anorg</sub>
		[g BSB <sub>g</sub> /(m <sup>2</sup> *d)]	[°C]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
<b>Versuchsreihe CB-5,0 VR14: <math>B_{A,BSBS} = 5,0</math> g BSB<sub>g</sub></b>									
12.11.2010	399	5,0	20	17,31	1,14	40,0	5,88	95,0	58,4
15.11.2010	403	5,0	20	0,61	0,39	48,0	8,42	95,8	49,0
19.11.2010	406	5,0	20	0,40	0,13	63,3	6,53	87,8	63,9
22.11.2010	409	5,0	20	0,26	0,41	50,2	5,58	78,8	50,8
25.11.2010	416	5,0	20	3,08	0,56	32,0	3,78	54,3	35,6
02.12.2010	424	5,0	20	21,94	0,82	19,1	4,90	56,3	41,8
10.12.2010	425	5,0	20	0,32	0,16	53,9	7,52	71,1	54,4
11.12.2010									
<b>Mittelwert:</b>	26		20	4,4	0,4	44,4	6,1	74,0	49,3
<b>Standardabweichung:</b>			0	7,9	0,2	14,7	1,5	15,3	9,0
<b>*: Mittelwert und Standardabweichung nach E</b>				*	*	*		*	*

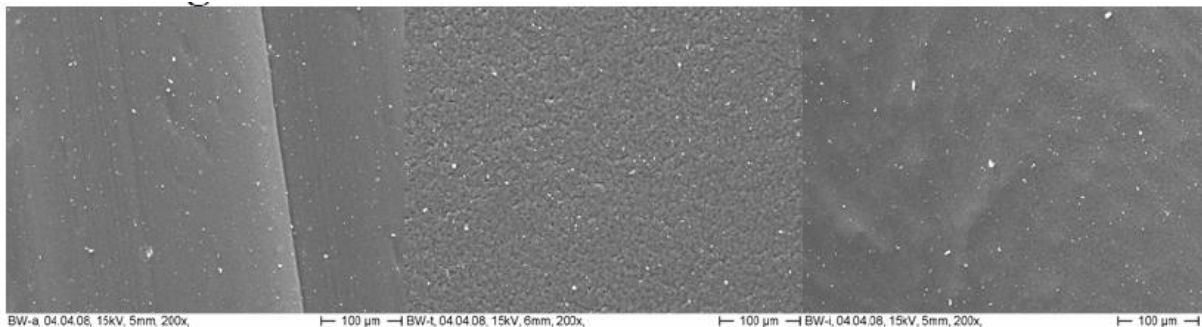
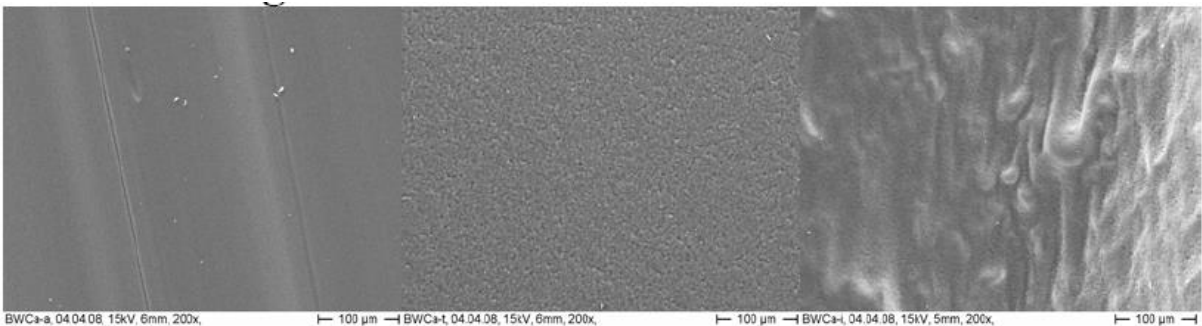
BMBR = "Biomasse Beckenrand": Schlamm:

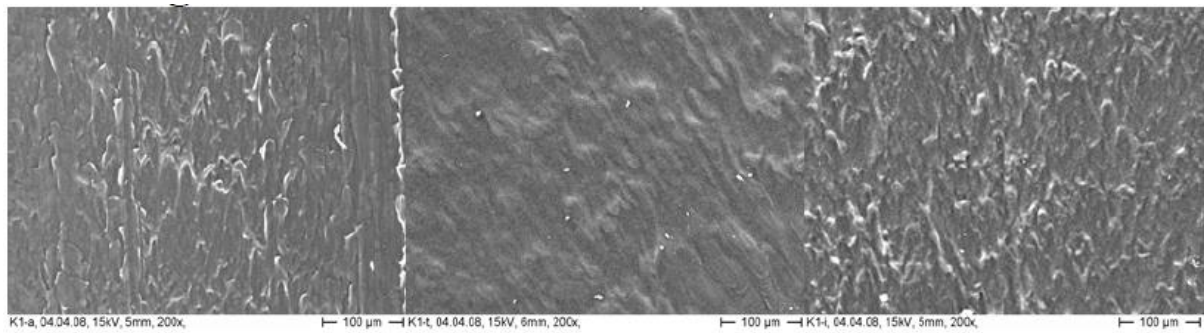
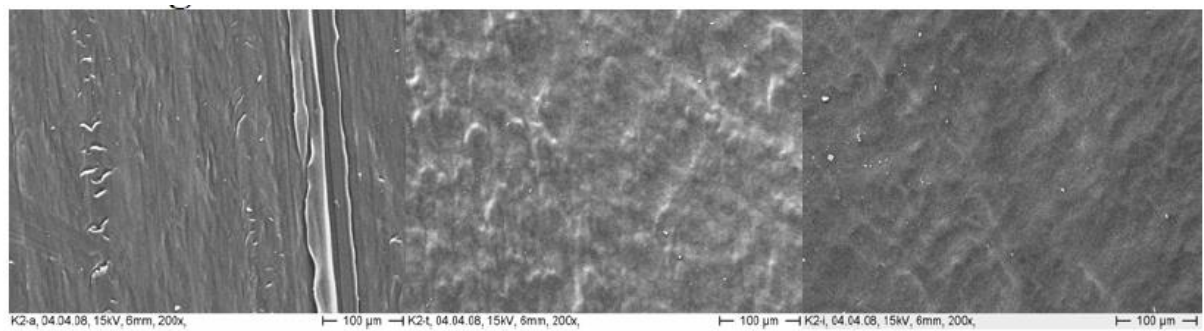
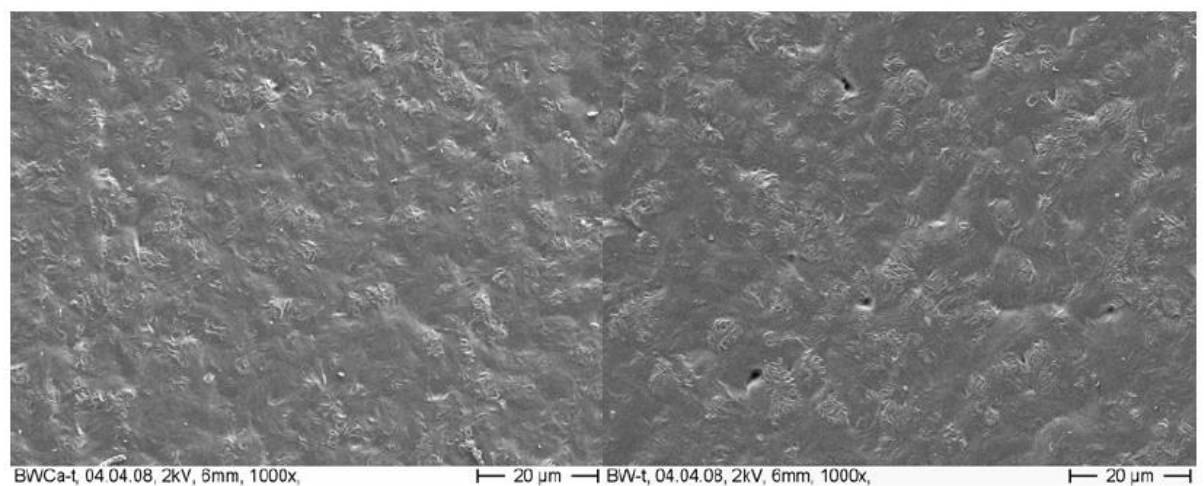
**Anhang 6:****Oberflächenstrukturen ausgewählter Aufwuchskörper**

Oberflächenstrukturen von Aufwuchskörpern, welche bei den Einfahrversuchen im halbtechnischem Maßstab der KA Kaditz (K) eingesetzt worden waren

**Lage der untersuchten Fläche**

**Oberflächenstruktur der verschiedenen Träger  
(außen : Teiler : innen)**

**BW Aufwuchskörper****BWCa Aufwuchskörper**

**K1 Aufwuchskörper****K2 Aufwuchskörper****Detailansicht der zwei BW-Aufwuchskörper**BWCaBW



**Anhang 7:****Abwassercharakteristik der Anlagen im halbertechnischen Maßstab auf den Kläranlagen Kaditz (Versuchsreihen K) und Rochlitz (Versuchsreihe RL)**

Abwassercharakteristik zur Einfuhrphase von Versuchsreaktoren mit unterschiedlichen Aufwuchskörpern K-1, K-2, RL-3 bei konstanter organischer Oberflächenbelastung

Parameter		Versuchsreihe K-1	Versuchsreihe K-2		Versuchsreihe RL-3	
Versuchsstandort		KA Kaditz	KA Kaditz		KA Rochlitz	
Untersuchungszeit-räume		14.02.2008 bis 03.04.2008	30.04.2008 bis 25.06.2008		30.06.2009 bis 18.08.2009	
Zulauf- charakteristik:	pH-Wert	8,1 ± 0,25	8,0 ± 0,2		8,2 ± 0,1	
	CSB	201 ± 51 mg/L	201 ± 64 mg/L		297 ± 114 mg/L	
	BSB <sub>5</sub>	82 ± 21 mg/L	83 ± 26 mg/L		140 ± 70 mg/L	
	N <sub>ges</sub>	53 ± 11 mg/L	57 ± 9 mg/L		68 ± 14 mg/L	
	N <sub>anorg</sub>	34 ± 1 mg/L	46 ± 9 mg/L		47 ± 11 mg/L	
	NH <sub>4</sub> -N	30 ± 7 mg/L	41 ± 7 mg/L		43 ± 11 mg/L	
	P <sub>ges.</sub>	5 ± 1 mg/L	7 ± 3 mg/L		9 ± 2 mg/L	
Reaktor:	R1:	K1 / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>	K1 / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>		K1 / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>	
Aufwuchskörpertyp /	R2:	K2 / 55 % / 28,9 m <sup>3</sup>	K2 / 49 % / 25,6 m <sup>3</sup>		APKweiß / 20 % / 9,3m <sup>3</sup>	
Füllgrad / installierte	R3:	BW / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>	BW / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>		APKgrün / 20 % / 9,3 m <sup>2</sup>	
Fläche	R4:	BWCa / 34 % / 25,5m <sup>2</sup>	BWCa / 34 % / 25,5 m <sup>2</sup>		ABC4 / 29 % / 26,1 m <sup>2</sup>	
Temperatur:		16 °C	20 °C		17 °C	
O <sub>2</sub> [mg/L]		4,0 – 6,0	1,5 – 8,5		2,1 – 9,7	
Oberflächenbelastung, vorgegeben B <sub>A,BSB5</sub> [g/(m <sup>2</sup> *d)]		1,0	2,0		3,0	
Oberflächenbelastung, tatsächlich B <sub>A,BSB5</sub> [g/(m <sup>2</sup> *d)]	R1:	1,0 ± 0,3	1,6 ± 0,5		2,9 ± 0,5	
	R2:	0,9 ± 0,2	1,6 ± 0,5		2,7 ± 1,3	
	R3:	1,0 ± 0,3	1,6 ± 0,5		2,7 ± 1,3	
	R4:	1,0 ± 0,3	1,6 ± 0,5		2,9 ± 1,4	
Oberflächenbelastung, tatsächlich B <sub>A,NH4-N</sub> [g/(m <sup>2</sup> *d)]	R1:	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1		0,9 ± 0,2	
	R2:	0,3 ± 0,1	0,8 ± 0,1		0,8 ± 0,2	
	R3:	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1		0,8 ± 0,2	
	R4:	0,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1		0,9 ± 0,2	
BSB <sub>5</sub> [mg/L] / Abbau [%]		Daten nicht verwertbar	<u>Nach 1 – 2</u>	<u>Nach 6 – 7</u>	Über gesamte Messreihe konstant:	
		(Messköpfe OxiTop® fehlerhaft)	<u>Wochen</u>	<u>Wochen</u>		
	R1:		25 / 70	14 / 83		
	R2:		20 / 76	14 / 83		
	R3:		20 / 76	12 / 86	40 ± 17 / 71	
	R4:		20 / 76	14 / 83	38 ± 16 / 73	
CSB [mg/L] / Abbau [%]		Über gesamte Messreihe konstant:	<u>Nach 1 – 2</u>	<u>Nach 6 – 7</u>	<u>Nach 1 – 2</u>	<u>Nach 6 – 7</u>
	R1:	45 ± 4 / 78	<u>Wochen</u>	<u>Wochen</u>	<u>Wochen</u>	<u>Wochen</u>
			84 / 58	47 / 77	179 / 40	169 / 43

Parameter		Versuchsreihe K-1		Versuchsreihe K-2		Versuchsreihe RL-3	
	R2:	50 ± 11 / 75		83 / 59	55 / 73	109 / 63	101 / 66
	R3:	46 ± 8 / 77		92 / 54	39 / 81	130 / 56	87 / 71
	R4:	46 ± 8 / 77		87 / 57	28 / 86	145 / 51	108 / 64
NH <sub>4</sub> -N [mg/L] / Abbau [%]		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>
	R1:	33 / 0	7 / 77	36 / 12	35 / 15*)	30 / 30	29 / 33
	R2:	22 / 27	0,2 / 99	36 / 12	27 / 34*)	30 / 30	22 / 49
	R3:	22 / 27	2 / 93	35 / 15	0,3 / 99	35 / 19	22 / 49
	R4:	25 / 17	4 / 87	35 / 15	0,3 / 99	33 / 23	21 / 51
NO <sub>3</sub> -N [mg/L]		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>
	R1:	0,5	1,8	n. g.	14,2	3,4	1,4
	R2:	1,4	5,4	n. g.	14,0	2,6	1,8
	R3:	0,7	2,7	n. g.	60,0	2,1	2,4
	R4:	1,4	2,9	n. g.	14,5	3,0	0,3
N <sub>anorg</sub> [mg/L]		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	Über gesamte Messreihe konstant:		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>
	R1:	33	22	37 ± 8		34	31
	R2:	23	15	35 ± 9		33	28
	R3:	23	22	52 ± 12		37	31
	R4:	26	21	43 ± 15		36	22
N <sub>ges</sub> [mg/L] / Abbau [%]		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	Über gesamte Messreihe konstant:		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>
	R1:	38 / 28	29 / 45	44 ± 7 / 23		43 / 37	42 / 38
	R2:	32 / 40	26 / 51	43 ± 5 / 25		44 / 35	40 / 41
	R3:	29 / 45	33 / 38	48 ± 11 / 16		47 / 31	39 / 43
	R4:	39 / 26	30 / 43	45 ± 9 / 21		39 / 43	38 / 44
P <sub>ges</sub> [mg/L] / Abbau [%]		<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>1 – 2</u> <u>Wochen</u>	<u>Nach</u> <u>6 – 7</u> <u>Wochen</u>
	R1:	5 / 0	3 / 40	4 / 43	5 / 29	7 / 22	5 / 44
	R2:	8 / 0	3 / 40	4 / 43	5 / 29	6 / 33	5 / 44
	R3:	4 / 20	4 / 20	4 / 43	6 / 14	7 / 22	5 / 44
	R4:	4 / 20	3 / 40	4 / 43	7 / 0	7 / 22	4 / 56

\*) Ausfall Belüftung

n. g.: nicht gemessen

**Anhang 8:**

**Abwassercharakteristik der Anlage im technischen Maßstab - Kläranlage  
Lunzenau (Versuchsreihen L)**

Abwassercharakteristik zum technischen Versuch von K1 bei verschiedenen Oberflächenbelastungen und Temperaturen, KA Lunzenau

Parameter		Versuchsreihe L-0,7	Versuchsreihe L-1,4	Versuchsreihe L-4,3
Versuchsstandort		Kläranlage Lunzenau		
Untersuchungszeit-raum		05.11.2007 bis 18.12.2007	03.03.2008 bis 06.05.2008	08.07.2008 bis 07.08.2008
Aufwuchskörpertyp / Füllgrad / installierte Fläche		K1 / 46 % / 265 m <sup>2</sup>		
Temperatur [°C]		10 ± 1	11 ± 2	21 ± 1
O <sub>2</sub> , min [mg/L]		5,9 ± 1,4	7,0 ± 2,0	3,9 ± 0,8
O <sub>2</sub> , max [mg/L]		7,5 ± 1,3	7,8 ± 2,2	5,8 ± 0,5
Oberflächenbelastung, tatsächlich B <sub>A,BSB5</sub> [g/(m <sup>2</sup> *d)]		0,7 ± 0,6	1,4 ± 0,5	4,3 ± 1,5
Oberflächenbelastung, tatsächlich B <sub>A,NH4-N</sub> [g/(m <sup>2</sup> *d)]		0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2	0,5 ± 0,2
Zulaufanalytik: (Mittelwerte)	pH – Wert [-]	7,5 ± 01	7,8 ± 0,2	7,7 ± 0,2
	CSB [mg/L]	254 ± 175	179 ± 80	499 ± 232
	BSB <sub>5</sub> [mg/L]	86 ± 63	68 ± 25	228 ± 90
	NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	11,3 ± 8,4	17,6 ± 9,3	22,1 ± 8,5
	NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	3,6 ± 4,3	2,7 ± 2,1	1,6 ± 0,8
	NO <sub>2</sub> -N [mg/L]	0,48 ± 0,55	0,47 ± 0,44	0,19 ± 0,12
	N <sub>ges</sub> [mg/L]	29 ± 9	25 ± 12	45 ± 11
	P <sub>ges</sub> [mg/L]	4,1 ± 3,4	4,3 ± 2,4	8,5 ± 3,1
Ablaufanalytik / Abbau [%] (Mittelwerte)	pH – Wert [-]	7,4 ± 0,2 / -	7,6 ± 0,2 / -	7,7 ± 0,1
	CSB [mg/L]	77 ± 37 / 70	60 ± 38 / 66	136 ± 74 / 73
	BSB <sub>5</sub> [mg/L]	20 ± 16 / 77	21 ± 13 / 69	44 ± 26 / 81
	NH <sub>4</sub> -N [mg/L]	0,6 ± 0,4 / 95	11,0 ± 11,2 / 38	3,9 ± 3,0 / 82
	NO <sub>3</sub> -N [mg/L]	14,7 ± 9,7 / -	7,6 ± 5,1 / -	7,8 ± 5,4 / -
	NO <sub>2</sub> -N [mg/L]	0,44 ± 0,63 / -	0,68 ± 0,56 / -	1,41 ± 2,09 / -
	N <sub>ges</sub> [mg/L]	22 ± 8 / 25	24 ± 16 / 5	24 ± 6 / 47
	P <sub>ges</sub> [mg/L]	2,9 ± 2,0 / 29	3,2 ± 1,4 / 26	4,5 ± 1,2 / 47

**Anhang 9:****Abwassercharakteristik der WSB® Kleinkläranlagen (Fischer F1, Schröder S2, Schumann S3)**

Parameter		Versuchsanlage WSB® - Fischer - F1	Versuchsanlage WSB® - Schröder - S2	Versuchsanlage WSB® - Schumann - S3
Anlagentyp		04 GFK-S1-2000	BIO-2000/WB-1/08	BIO-2000/WB-1/04
Aufwuchskörpertyp / Füllgrad / installierte Fläche		K2 / 47 % / 165 m²	K1 / 47 % / 325 m²	K1 / 46 % / 235 m²
Inbetriebnahme		26.10.2007	05.07.2002	22.08.2001
Anlagengröße [EW]		4	8	4
Tatsächlich angeschlossene Einwohner [E]		4	6	4
Untersuchungszeiträume	(1)	03.03.2009 – 07.04.2009		
	(2)	14.09.2009 – 15.12.2009		
	(3)	24.03.2010 – 13.04.2010		
Oberflächenbelastung, i. M. B <sub>A,BSB5</sub> [g/(m²*d)]	(1)	0,5	0,2	0,2
	(2)	0,5	0,3	0,3
	(3)	0,5	0,4	0,3
Oberflächenbelastung, i. M. B <sub>A,NH4-N</sub> [g/(m²*d)]	(1)	0,2	0,1	0,1
	(2)	0,2	0,1	0,1
	(3)	0,2	0,1	0,1
O <sub>2</sub> , min / max [mg/L]	(1)	5,0 ± 0,5 / 6,1 ± 0,5	6,2 ± 1,3 / 7,5 ± 1,5	5,5 ± 2,5 / 6,6 ± 2,7
	(2)	6,5 ± 1,4 / 7,6 ± 1,5	6,1 ± 1,1 / 7,1 ± 1,0	2,7 ± 1,2 / 3,7 ± 1,4
	(3)	6,0 ± 0,7 / 7,8 ± 0,4	8,3 ± 1,3 / 9,5 ± 1,1	4,2 ± 0,6 / 5,0 ± 0,5
T <sub>BIO</sub> [°C]	(1)	10 ± 0,7	10 ± 0,9	8 ± 0,7
	(2)	16 ± 1,9	17 ± 1,7	16 ± 1,9
	(3)	10 ± 0,7	10 ± 0,9	8 ± 0,8
pH – Wert [-] Zulauf / Ablauf	(1)	8,5 ± 0,1 / 7,6 ± 0,4	7,4 ± 0,2 / 6,9 ± 0,2	8,2 ± 0,5 / 7,4 ± 0,1
	(2)	8,0 ± 0,2 / 7,4 ± 0,2	7,7 ± 0,3 / 6,9 ± 0,2	7,8 ± 0,3 / 7,4 ± 0,4
	(3)	8,5 ± 0,1 / 7,3 ± 0,1	7,2 ± 0 / 6,4 ± 0,1	8,5 ± 0,2 / 7,2 ± 0,1
CSB [mg/L] Zulauf / Ablauf / Abbau [%]	(1)	827 ± 90 / 89 ± 8 / 89	294 ± 107 / 61 ± 12 / 79	601 ± 101 / 74 ± 7 / 88
	(2)	919 ± 124 / 106 ± 10 / 88	633 ± 146 / 61 ± 6 / 90	902 ± 141 / 93 ± 21 / 90
	(3)	799 ± 29 / 139 ± 27 / 83	744 ± 64 / 84 ± 7 / 89	766 ± 86 / 119 ± 20 / 84
BSB <sub>5</sub> [mg/L] Zulauf / Ablauf / Abbau [%]	(1)	383 ± 108 / 13 ± 1 / 97	151 ± 57 / 12 ± 5 / 92	246 ± 139 / 11 ± 1 / 96
	(2)	372 ± 69 / 18 ± 2 / 95	295 ± 31 / 8 ± 1 / 97	400 ± 52 / 27 ± 13 / 93
	(3)	395 ± 30 / 31 ± 11 / 92	365 ± 22 / 9 ± 2 / 98	350 ± 91 / 25 ± 2 / 93

Parameter		Versuchsanlage WSB® - Fischer - F1	Versuchsanlage WSB® - Schröder - S2	Versuchsanlage WSB® - Schumann - S3
NH <sub>4</sub> -N [mg/L] Zulauf / Ablauf / Abbau [%]	(1)	136 ± 12 / 42 ± 22 / 69	64 ± 33 / 12 ± 7 / 81	96 ± 22 / 12 ± 4 / 88
	(2)	131 ± 7 / 39 ± 4 / 70	104 ± 11 / 22 ± 7 / 79	101 ± 10 / 21 ± 7 / 79
	(3)	139 ± 7 / 34 ± 7 / 76	129 ± 13 / 30 ± 5 / 77	110 ± 5 / 27 ± 6 / 75
NO <sub>3</sub> -N [mg/L] Zulauf / Ablauf	(1)	1,4 ± 1,1 / 55,8 ± 4,0	10,6 ± 10,0 / 50,4 ± 14,4	0,7 ± 0,3 / 48,5 ± 3,0
	(2)	1,2 ± 0,2 / 64,0 ± 10,4	1,0 ± 0,2 / 65,2 ± 12,0	0,8 ± 0,4 / 43,8 ± 5,9
	(3)	0,8 ± 0,1 / 57,5 ± 5,7	1,5 ± 0,4 / 79,5 ± 9,9	0,4 ± 0,1 / 47,5 ± 3,0
NO <sub>2</sub> -N [mg/L] Zulauf / Ablauf	(1)	0,23 ± 0,10 / 2,01 ± 1,78	0,26 ± 0,22 / 0,38 ± 0,15	0,38 ± 0,43 / 1,90 ± 1,19
	(2)	0,38 ± 0,07 / 0,62 ± 0,39	0,25 ± 0,08 / 0,18 ± 0,07	0,40 ± 0,13 / 0,70 ± 0,68
	(3)	0,20 ± 0 / 1,48 ± 0,63	0,20 ± 0,07 / 0,40 ± 0,07	0,25 ± 0,05 / 0,47 ± 0,24
N <sub>ges</sub> [mg/L] Zulauf / Ablauf / Abbau [%]	(1)	176 ± 12 / 105 ± 9 / 40	110 ± 24 / 74 ± 21 / 33	127 ± 25 / 73 ± 7 / 43
	(2)	179 ± 8 / 134 ± 10 / 25	140 ± 13 / 109 ± 25 / 22	132 ± 14 / 79 ± 10 / 40
	(3)	172 ± 21 / 104 ± 13 / 40	178 ± 20 / 124 ± 14 / 30	134 ± 7 / 90 ± 12 / 33
P <sub>ges</sub> [mg/L] Zulauf / Ablauf / Abbau [%]	(1)	22,9 ± 2,5 / 18,7 ± 2,9 / 18	15,0 ± 3,3 / 13,9 ± 3,4 / 7	17,8 ± 2,2 / 16,9 ± 1,7 / 5
	(2)	30,8 ± 4,3 / 25,9 ± 3,2 / 16	20,0 ± 9,9 / 15,5 ± 2,3 / 23	23,2 ± 4,8 / 18,0 ± 3,5 / 22
	(3)	22,2 ± 2,2 / 19,8 ± 3,4	21,5 ± 2,2 / 16,2 ± 2,3 / 25	17,5 ± 0,5 / 16,0 ± 1,2 / 9